



TITLE:

クロマツ稚苗の生育に及ぼす過剰Cuの影響(Dissertation_全文)

AUTHOR(S):

安藤, 信

CITATION:

安藤, 信. クロマツ稚苗の生育に及ぼす過剰Cuの影響. 京都大学, 1989, 農学博士

ISSUE DATE:

1989-03-23

URL:

<https://doi.org/10.14989/doctor.r6841>

RIGHT:

クロマツ稚苗の生育に及ぼす過剰Cuの影響

1988

安 藤 信

クロマツ稚苗の生育に及ぼす
過剰Cuの影響

1 9 8 8

安藤 信

目次

緒言	1
第1章 過剰重金属による植物の生育阻害	3
1-1 既往の研究	3
イ)重金属元素間の影響の違い	
ロ)植物種間の影響の違い	
ハ)Cuの自然界値	
ニ)Cu汚染の実態	
1-2 研究の目的と実験計画	
第2章 実験方法と材料	9
2-1 栽培方法	9
イ)実験場所の概況と気象条件	
ロ)栽培方法と土壌処理	
2-2 供試材料	11
イ)実験材料の選択	
ロ)稚苗の生長と各部の名称	
2-3 環境測定方法	13
イ)ポット栽培における温度測定法	
ロ)土壌採取と分析法	
2-4 生長量測定法	15
イ)発芽試験	
ロ)当年生苗の生長	
ハ)1, 2年生苗の生長と生存率	
2-5 植物体分析法	17
2-6 光合成, 呼吸量測定法	17
イ)当年生クロマツ苗の光合成, 呼吸速度の季節変化	
ロ)光合成, 呼吸速度と温度条件	
ハ)2年生苗の光合成速度と光条件	

第3章 環境要因	24
3-1 気象条件	24
イ)試験地の気象	
ロ)シェルターの検討	
ハ)ポット栽培における温度環境	
ニ)気象条件についての考察	
3-2 土壌条件	30
イ)土壌Cu濃度の表示	
ロ)土壌中Cu量の形態変化	
ハ)土壌pHの変化	
ニ)土壌中 K, Ca, Mg濃度変化	
ホ)土壌Cu条件についての考察	
第4章 クロマツ稚苗の生長に及ぼす影響	41
4-1 当年生苗の生長の季節変化	41
イ)発芽率と当年生苗の枯死現象	
ロ)苗の外部形態の変化	
ハ)葉の形態変化	
ニ)根の形態変化	
ホ)樹高、直径生長の変化	
ヘ)乾重生長量の変化	
ト)当年生苗の生長のまとめ	
4-2 1, 2年生苗の生長の経年変化	61
イ)1, 2年生苗の生存率	
ロ)根の伸長量と樹高、直径生長の変化	
ハ)1, 2年生苗の生長の経時変化	
ニ)器官別乾重量の変化	
ホ)1, 2年生苗の生長のまとめ	
第5章 クロマツ稚苗の植物体内Cu濃度に及ぼす影響	72
5-1 当年生苗のCu濃度の季節変化	72
イ)当年生苗の器官別Cu濃度の季節変化	

e) 当年生苗のCu蓄積量の季節変化	
5 - 2 1, 2年生苗のCu濃度の経年変化	77
i) 1, 2年生苗の器官別Cu濃度の経年変化	
e) 枯葉のCu濃度変化	
ii) 1, 2年生苗のCu蓄積量の経年変化	
5 - 3 まとめ	85
第6章 クロマツ稚苗の植物体内養, 水分量に及ぼす影響	88
6 - 1 当年生苗の養, 水分量の季節変化	88
i) 当年生苗の器官別K, Mg, P濃度の季節変化	
e) 当年生苗のK, Mg, P濃度に及ぼすCu処理の影響	
ii) 当年生苗の植物体内含水量の季節変化	
6 - 2 1, 2年生苗の養, 水分量の経年変化	96
i) 1, 2年生苗の器官別K, Mg, P濃度の経年変化	
e) 1, 2年生苗のK, Mg, P濃度に及ぼすCu処理の影響	
ii) 1, 2年生苗の植物体内含水量に及ぼすCu処理の影響	
6 - 3 まとめ	102
第7章 クロマツ稚苗の光合成, 呼吸速度に及ぼす影響	105
7 - 1 当年生苗の光合成, 呼吸速度の季節変化	105
i) 当年生苗の光合成速度の季節変化	
e) 当年生苗の呼吸速度の季節変化	
7 - 2 1, 2年生苗の光合成, 呼吸速度に及ぼす影響	109
i) 光 - 光合成曲線に現れるCu処理の影響	
e) 温度 - 光合成曲線に現れるCu処理の影響	
ii) 1, 2年生苗の温度 - 呼吸曲線	
7 - 3 まとめ	116
第8章 スギ, ヒノキ稚苗とクロマツ稚苗の影響の現れ方の種間差	118
8 - 1 当年生苗の生長に及ぼす影響	118
i) 直径, 樹高生長と根の伸長量の変化	
e) 器官別乾重量の変化	
8 - 2 当年生苗の植物体内Cu濃度に及ぼす影響	123

8-3 重金属と樹木の生長	127
第9章 総括	129
i) 生長に及ぼす影響	
ii) 植物体内Cu濃度に及ぼす影響	
iii) 植物体内養分、水分量に及ぼす影響	
iv) 光合成と呼吸に及ぼす影響	
摘要	133
謝辞	136
引用文献	137

緒言

「重金属」とは一般に比重 4.0以上の金属の総称とされるが、環境汚染物質として問題となる「重金属」は、マンガン、鉄、コバルト、ニッケル、銅、亜鉛、カドミウム（日本土壤肥料学会，1972）などであり，これらにバナジウム，クロム，モリブデン，水銀，鉛などの金属とヒ素，セレン，ホウ素といった半金属や非金属も含めて重金属類としてまとめて扱われている（環境庁土壌農薬課，1973）ことが多い。

「公害」あるいは「環境汚染」といった言葉が我々の日常会話の中に定着して久しいが，そもそもこれらの言葉によって表される事象は昭和30年代にはじまるわが国の高度経済成長期における産業発展の歪みがもたらしたものとされ，富山県神通川流域で長年発生していた「イタイイタイ病」という風土病の訴訟裁判と原因究明の調査研究に端を発するとされる。その後，群馬県安中市のカドミウム汚染，熊本県水俣湾周辺で発生した有機水銀による水俣病，四日市ぜんそく，新潟の第二水俣病など各地で産業廃棄物による環境汚染が指摘されてきた。「イタイイタイ病」については，昭和43年厚生省は「本病の原因は神通川上流の三井金属神岡鉱業所から排出されたカドミウムに由来するものであり，これが神通川水系を通じて水および土壌を汚染し，これによって汚染された飲料水および農作物等を長年月にわたって摂取した結果」との見解を発表した。その後，環境汚染に対する対策として昭和45年にはカドミウム，銅，ヒ素とその化合物の規制を行った「農用地の土壌の汚染防止等に関する法律」が制定され（環境庁水質保全局・農林省農政局，1972），「水質汚濁に係る環境基準」（昭和46年），「水の水質基準」（昭和53年），「大気汚染防止法」（昭和43，45年）などによって環境基準が示されてきた（環境庁土壌農薬課，1973：渋谷政夫，1979：小林，1971）。

これらは近年の動きであるが，わが国の環境汚染に関する歴史はさらに古く，それに関わる試験研究も多く行われてきた（平田，1974）。特に足尾をはじめとする鉱山では過去から鉱害が叫ばれ，足尾銅山の下流にあたる群馬県渡瀬川流域の作物の生育阻害の原因物質として銅が指摘され（古在由直，1892），農用地の客土や，主に亜硫酸ガスによる煙害で荒廃した林野の治山事業が今も続けられている（長池，1981a, b, c, d, e）。農林業では，長年のボルドー液などの薬剤の散布や化学肥料の連用によって，農用地（牧ら，1973：小林，1975：農林水産技術会議事務局，1976b，1979）とりわけ果樹園（農林水産技術会議事務局，1976a：日向，1981a：日本土壤肥料学会，1982）では重金属を蓄積させ，その

結果生産の低下をきたし、汚染地域では土壌改良を余儀なく迫られている。そして現在、産業廃棄物によって都市生活空間も脅かされている（久保田ら，1986）。

環境問題は環境の変化が生物にとって、形態的、行動的な変化として観察されたり、相手が人間であれば、身体の異常として感じられた時に発現し、環境基準値も明らかな症状が現れる限界値に設定されている場合が多い。基準値の設定は、劣悪環境の改善には成果を発揮するものの、設定方法によっては低度、あるいは中度の汚染区域を拡大しかねない。環境汚染はいままで汚染物質の究明と汚染源、経路、汚染の程度と被害調査に終始し、そのほとんどが被害が顕在化した状態で問題化している。今、環境問題は原点に戻って、環境要因の的確な認識と、個々の生物種の反応を各生育段階で詳細に把握する必要があるだろう。

本研究は重金属として銅、研究材料として主にクロマツ（*Pinus Thunbergii*）を用いて、植物の生長にとって有効に作用する量を超えた過剰の銅をクロマツに添加し、樹木の生長に及ぼす重金属の影響について生理、生態学的側面からの考察を試みた。

第1章 過剰重金属による植物の生育阻害

1-1 既往の研究

植物の生長に及ぼす重金属の影響については今までにも多くの研究が行われてきた。重金属の多くが微量元素として植物の生長に有効に働くために、植物体内での微量元素の分布様式あるいはその役割、欠乏症とその対策、過剰に存在する場合の生育阻害に関するものなど、研究は広範囲に及ぶ。ここでは主に過剰に存在する場合の植物への影響について、論を絞って既往の研究成果の概説をすることにする（日本土壤肥料学会，1972；平田，1974；谷山，1979a, b, c, d；陽ら，1984；谷山ら，1986）。

1) 重金属元素間の影響の違い

過剰の重金属と植物の影響については重金属の種類、植物種によって反応が共通している場合と異なる場合が考えられる。茅野（日本土壤肥料学会，1972）および茅野ら（1966a, b）は各種重金属の害作用の発現が重金属の植物中での吸収、移行とどのように関連しているかを元素間で比較し、物理化学性が類似した遷移金属（元素の周期表のI, II 属のA 亜属, III から VII 属のB 亜属, VIII 属の金属元素）を水稻に与えたときの害作用の発現は元素によって異なる面と、重金属誘導鉄クロロシスの発生のように比較的共通に認められるものがあり、重金属による生育阻害を 1) 重金属誘導鉄クロロシスの発生が主因となって生育阻害を起こすもの 2) クロロシスの発生とは無関係に過剰元素が直接植物の体内代謝を攪乱して生育阻害を起こすもの 3) その両者が同時に生じて生育阻害を起こすものの3つに分類している。さらに、その収量との関係から各元素の水稻に対する毒性の強さは $\text{Cu} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Zn} > \text{Mn}$ および $\text{Hg} > \text{Cd} > \text{Zn}$ ということになり、この順位は元素の錯結合安定度（高次化合物のうち、成分イオンと異なる性質を持ち比較的安定で構造が多少複雑な錯イオンによる結合安定度）とか電気陰性度（分子内の結合に与かる原子が電子を引きよせ、これを保持しようとする能力、周期表の各列を左から右に、また各欄を下から上に進むにつれて値は増加する）の大小の順位とよく一致し、Cuのように毒性の強い元素は根に著しい障害をもたらすが地上部には目立った症状を現わさないのに対し、毒性の弱いZnやMnでは根の伸長障害は現れにくく、Mnではネクロシスによる褐斑が地上部の、特に古い葉に多く現れるとした。その後、小林（1975）は、既往の研究から重金属の元素間の毒性の比較

を行い、重金属類の最大公約数的な毒性の順位を $As > Cd > Cu > Ni > Co > Cr > Zn > Hg > Pb > Mn > Fe$ とした。この両者の間には、若干のくいちがいがみられるが、おおよそでは一致している。

d) 植物種間の影響の違い

一方、植物種によっても重金属に対する抵抗性や吸収のパターンは異なるであろう（環境庁水質保全局，1975；Antonovics et al.，1971）。田崎ら（1974）はわが国における土壤汚染地域に生育するいくつかの高等植物の重金属耐性と吸収機構について考察を加え、重金属を植物体内に多量に蓄積しながらも耐性を有するヘビノネゴザなどの植物種に注目し、重金属を吸収しにくいとため比較的よく生育するもの、重金属をよく吸収し生育低下が著しいもの、重金属を吸収するが障害は現れにくいものの3タイプに分類している。現在、作物種を中心に多くの植物種が重金属に対する抵抗性について検定され、環境庁は「重金属汚染土壤におけるいくつかの栽培植物の反応」（平田，1975）として、食用作物と非食用作物の重金属耐性を植物の障害の現れ方から強，中，弱，最弱の4段階で区分している。ここで取り上げている植物種は、栽培植物について系統的に網羅しているとはいえないが、一般に樹木種の抵抗性は中あるいは強のものが多いようである。しかし重金属に対する抵抗性が最も低いとされるダイズなどの豆類については、田中ら（1978）のCuを用いた試験結果からは耐性の大きな植物と考えられ、重金属をよく吸収するヘビノネゴザでも産地によっては重金属吸収量が少ないなど（田崎ら，1974），植物の反応は生育環境，種の持つ生態遺伝的な特性によっても異なるようである。

重金属と植物の生長に関する研究は、樹木などの生育期間の長い植物種を用いて長期間継続して行われたものは比較的少ない。樹木を対象にした研究は、果樹，チャ（農林水産技術会議事務局，1976a，1979），ブドウ（日向，1981a，1983）などの食用種を除けば，群馬県林業試験場（木暮，1972；木暮ら，1974）において行われたスギ，ヒノキ，アカマツ，クロマツの生育比較試験，丹下（1977）によるCd，Cuとイタリアポプラを用いた試験，鈴木（1974，1975）によるスギの葉，樹皮分析と年輪幅，あるいは辰巳（1973），市橋ら（1985），西村ら（1981）による葉分析など，極めて限られる。谷山（1979c）は，永年生植物が汚染された環境に長期間さらされかなりのものが枯死した場合，生き残った個体と枯死していったものとの抵抗性の違いや，生育期間中の汚染の程度については不明の場合が多いとし，現存の樹木等を対象にした試験調査の限界を指摘している。樹木を材料とす

るこの種の試験研究においては、環境要因の的確な把握と、植物の生長段階を種子の発芽、稚樹の生長といった更新段階と、その後の生長段階での影響に分けて考え、さらに相互の関係を明らかにする必要がある。

h) Cuの自然界値

天然賦存量は土壌風乾土中の全量の濃度で表されることが多い。農林水産技術会議事務局（1976b, 1979）による全国の耕地、未耕地の土壌中Cu量の調査結果からは、非汚染の水田、畑および茶園、桑園で20～50ppmの濃度範囲にあり、これらの間の大きな違いはみられず、草地でやや低く、果樹園では高い値を示し、ブドウ、ナシ、ビワ園の濃度が特に高かった。牧ら（1973）による長野県下の非汚染土壌の分析結果からは、水田の値は前者とほぼ同様であるが、畑はやや高い値となり、果樹園では異常に高い値を示し、これらと比べて、山林・原野地帯は濃度の変動幅も大きい低い傾向にあった。このように一般に未耕地より耕地のCu濃度が高く、耕地の中では古くから農薬を使用している果樹園で高い値を示し、林地、草地などの人為の加わり方の少ない土壌では、むしろ母材、地形、土壌型などの影響による地域差が大きいといえる（農林水産技術会議事務局，1976b, 1979）。

Cuは農用地の水田、畑、果樹園では土壌表面付近に集積し（牧ら，1973：農林水産技術会議事務局，1976a, b, 1979），濃度の高い果樹園でその傾向が強かった。森林においても全国平均ではA層（61.0ppm）> C層（60.3ppm）> A₀層（47.4ppm）> B層（34.9ppm）となり、有機物層を除けばA層、C層で高く、B層が低くなった（農林水産技術会議事務局，1976b, 1979）。

母材については、九州地域の母材を異にする非汚染水田作土のCu濃度の比較では最高値は44ppm（安山岩）、最低値は7ppm（砂岩）となり（農林水産技術会議事務局，1976b：渋谷，1979），わが国でも火山性土壌（鎌田ら，1985）などでは銅欠乏が報告されている。

このように土地の利用形態、層位、母材によって土壌中のCuの天然賦存量は大きく異なる。浅見ら（1988）は、非汚染土壌の各種重金属元素の平均値を算出し、Cu濃度については19.0ppm（7.95～44.0ppm）とした。この値は、Bowen（1979）－30ppm（2～250ppm）、Iimura（1981）－34ppm（4.4～176ppm）、環境庁（1984）－24.8ppmと比較して低い値になっているが、その理由として、今までの報告例が最高値からもわかるように汚染土壌が含まれているか、重金属含有量の高い母材に由来する土壌が含まれている可能性があることを指摘している。天然賦存量を明らかにすることは土壌環境と汚染の程度を知る意味から

必要不可欠であるが、その算出には非汚染地域の判定とサンプリング方法が重要な要素となる。特に人為の加わり方の大きい農耕地については困難と思われるが、既往の研究（若月ら，1978）などから標準的に使われている農耕地のCu天然賦存量は乾土あたり20～40 ppmの範囲と考えられる。

二)Cu汚染の実態

土壤汚染と植物の生長との関係を論ずる場合の土壤重金属類の表示については、土壤中の全量を示さずに、植物が利用可能な希酸可溶態または置換態量で表示するのが一般的である。国はCu汚染地域の指定要件として土壤Cu濃度が125ppm（0.1N塩酸抽出）以上とし、昭和61年度までに128地域、7,030haが汚染地域および汚染のおそれのある地域とされている（環境庁，1988）。平田（1974）は既往の重金属汚染による農作物の被害に関する研究について総括して、実際の障害はもっと低い濃度から起こり、畑作の場合はさらに低い濃度から減収になると報告している。植物の生育環境、植物種によっては生育阻害が生じる汚染地域はさらに広範囲に及ぶものと考えられる。

Cu汚染の実態は農用地の中でも、田、畑では上流域の鉱山、工場の排水に起因するものが多い（小林ら，1973；藤本ら，1976；我妻ら，1986）のに対し、ブドウ園をはじめとする果樹園ではボルドー液などの銅混和剤の長年の施用にその原因が見いだされる（日向，1981a, b, 1983）。しかし、近年は都市近郊林や（辰巳，1973；Komai, 1981），道路わき粉じんおよび土壌（久保田ら，1986），鉄道沿線（鈴木ら，1987），市街地における工場、研究試験機関跡地（環境庁，1988）での汚染が報告されるなど、汚染地域は都市においても広がりつつある。

1-2 研究の目的と実験計画

近年、重金属汚染地域は、このように極めて身近なものになってきた。前述のように、重金属と植物の生長に関する試験研究も農作物あるいは果樹を対象に行われ、主に1年生草本種を中心に詳細な研究報告が行われてきたが、永年生の植物を対象にした試験研究は少ない。

本研究は我々の生活空間の中で、さらに身近な植物、その中でもわが国に広く天然分布し、主要な造林樹種であるとともに緑化樹として各所に利用されている樹種に、微量元素

として植物の生長に有効に作用する量を超えた過剰のCuを添加し、その生長の初期過程に及ぼす影響を各生育段階で詳細に把握することを目的とした。

さらに、樹木を用いた場合、そして汚染が継続した場合の植物の反応について、植物の生長と体内のCu濃度変化、養分、水分量の変化、光合成、呼吸速度への影響としてとらえ、

表 1 - 2 - 1 実験設計および試験内容の概要

実験名	実験 1	実験 2	実験 3
対象樹木	クロマツ当年生苗	クロマツ当年生苗 クロマツ 1 年生苗 クロマツ 2 年生苗	クロマツ当年生苗 スギ当年生苗 ヒノキ当年生苗
栽培期間	6 カ月 (5 月 ~ 10 月)	3 年間	1 年間
Cu 処理段階	5	4	8 (4 x 2)
添加量 (CuCl ₂ 水溶液) 1 l / pot (Cuppm)	0, 40, 120, 260, 430	0, 40, 175, 400 2, 3 年次は再処理 土壌に床替え	0, 40, 175, 400 処理を実験年(1976)とそ の前年(1977)に行った* (2 種類の土壌)
Cu 濃度 (ppm) (0.1N 塩酸抽出)	(3.60, 31.6, 81.1, 148, 217)	(2.91, 40.9, 133, 298)	76 処理 (7.48, 37.4, 92.6, 178) 77 処理 (5.91, 40.6, 117, 239)
測定項目	1) 発芽および転倒率 2) 外部形態の観察 3) 葉, 根の形態 4) 直径, 樹高, 重量生長 5) 植物体内の Cu 濃度 6) 植物体内の含水量 7) 植物体内の K, Mg, P 濃度 8) 光合成速度の季節変化 9) 呼吸速度の季節変化	1) 1, 2 年生苗の生存率 2) 1, 2 年生苗の直径, 樹高生長 (野外) 3) 根の形態変化 4) 直径, 樹高, 重量生長 5) 植物体内の Cu 濃度 6) 植物体内の含水量 7) 植物体内の K, Mg, P 濃度 8) 光 - 光合成速度の関係 9) 光 - 光合成速度の関係 10) 温度 - 呼吸速度の関係	1) 根, 直径, 樹高生長 2) 重量生長 3) 植物体内の Cu 濃度
測定間隔	1) は 1 カ月間 その他は 1 カ月ごと 3) は一部不定期	1), 2) は生長期に約 1 カ月ごと 3) ~ 7) は毎年生長停止期の 3 月 生長期は不定期 8) ~ 10) は夏期から生育期間後半	すべて発芽後 1 カ月と 生長停止期の翌年 3 月

* 実験 3 では当初、土壌 Cu 濃度と植物の反応の関係について、異なった土壌分析法を用いて比較することを目的とした。そのため、栽培年処理土壌に、Cu 添加量は同量であるが可給態 Cu 濃度が低下した前年処理土壌を加え、処理段階を増やした。

それぞれの反応相互の関係を系統的に解析するとともに、既往の研究結果との共通点、相違点を明らかにすることとした。

本研究は、実験1, 2, 3の3つの野外ポット栽培実験で得られた結果に基づいている。その実験設計と試験内容の概要を表1-2-1に示した。

このような栽培実験と平行して試験期間中の土壌と温度環境の測定を行った。土壌はポットから定期的に採取し、Cu, K, Ca, Mg濃度, pHの測定を行った。温度環境については、ポット内の気温と地温の測定を行い、通常使われている苗畑における測定例と栽培場所の公式の気象観測結果との比較を行った。

以下、第2章で実験方法を示し、第3章で付随する環境要因を解析する。第4章ではクロマツ稚苗の葉、根をはじめとする各器官の形態的变化と直径、樹高、重量生長への影響について考察し、第5章では植物体内の各器官のCu濃度の変化、第6章では植物体内の各器官の養、水分条件の変化、第7章では植物の生長に直接的に作用する光合成、呼吸速度の違いについて言及する。第8章ではクロマツとスギ(*Cryptomeria japonica*)、ヒノキ(*Chamaecyparis obtusa*)稚苗との影響の現れ方の比較を行い、第9章は総括とした。

尚、本文中の稚苗の苗齢の表現を播種1年目の苗を当年生苗(0-year-old seedling)、2年目、3年目のものをそれぞれ1, 2年生苗(1, 2-year-old seedling)とした。

第2章 実験方法と材料

2-1 栽培方法

1) 実験場所の概況と気象条件

栽培実験は京都大学農学部附属演習林本部試験地（京都市左京区北白川追分町）の苗畑で1975年4月から1979年3月にかけて行った。本部試験地（1.7ha）は外周に見本樹が植栽され中心部に苗畑が小区画ごとに分散する。栽培は東側の見本樹林林縁部分の南北に走る水路上に、高さ約1mの木製台を並べ、その上に厚さ5cmの土を入れた深さ10cmのブリキ製の方形桶を置き、桶の中に並べた塩化ビニール製（直径10cm、高さ8cm）の円筒台上に1/5000aの陶製白色小型のワグナーポットを約300個（南北100列、東西3列）並べて行った（図2-1-1）。ポット設置場所の周囲環境は、東側に落葉広葉樹の高木があり開葉期に直射光が遮られることがあるが、西側は疎開し西日が強い。ポットの配列は南北に長く、南側は落葉性の高木によって北側に比べて日陰になることが多い。各ポットは生長に配置の影響がでないように土壌Cu処理段階とは無関係に配列した。また方形桶内には背丈の低い草本植物を植え付け、栽培期間中のCuの外環境への流出の軽減とポット栽培における温度環境の緩和を計った。



図2-1-1 ポット栽培実験状況

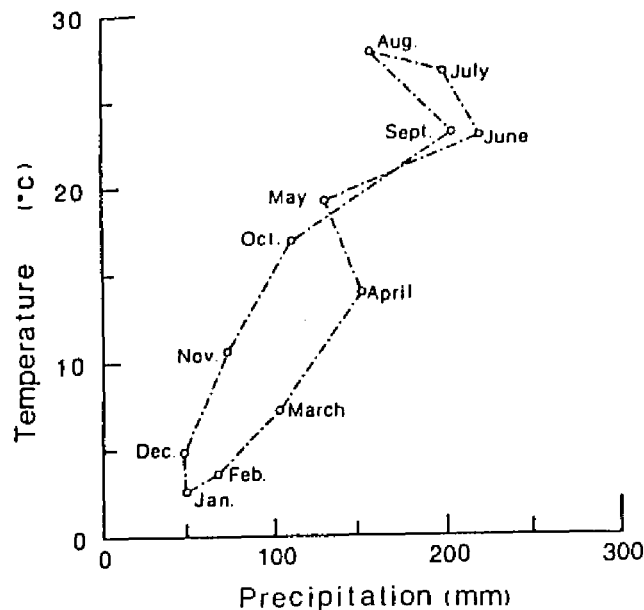


図 2 - 1 - 2 温雨図（本部試験地）

Temperature: 9 時測定 of 月平均気温

Precipitation: 月降水量

本部試験地の気象は年平均気温（9 時観測）は14.9°C，年降水量は1508mm（1970～1985 年の15年間の集計から）（京都大学農学部附属演習林，1977，1981，1987）となり，夏期は高温，多雨で，冬期は低温，小雨となる内陸性の気候を示す（図 2 - 1 - 2）。

ロ) 栽培方法と土壌処理

本研究では過剰Cuの樹木の生長への影響について目的を絞ったため，野外の栽培実験における環境諸要因の均一化を計りこれらの要因が直接的に生長に影響を与えないように配慮するとともに，明らかな生長差が現れるようなCu処理区を設定した。

栽培は鹿沼土とバーミキュライトを体積比で同率に混合した土壌を用い，体積で同量（生重にして1.7～1.9kg）を各ポットに入れた。土壌処理は塩化第二銅を用い，処理液の濃度は実験1では5段階，実験2および実験3では4段階に設定した。それぞれ実験1では処理1(1)－0ppm，処理2(1)－40ppm，処理3(1)－120ppm，処理4(1)－260ppm，処理5(1)－430ppmとし，実験2および3では処理1(2)，(3)－0ppm，処理2(2)，(3)－40ppm，

処理3(2), (3)-175ppm, 処理4(2), (3)-400ppmである。春先それぞれの処理液を1ℓずつポットに加え, 48時間の浸透処理後, 処理液を抜き, 処理土壌を充分水洗攪はんした。その後1週間以上放置し, 播種を行ったが, 実験2の1, 2年生苗はポットから一度堀取り, 前年の土壌に仮植し, 新規処理土壌に再び植え付けた(床替)。なお実験3では前年(1976)に同様の土壌処理を行った4段階の土壌をそのまま使用する処理区を設けたため, 実験当年(1977)処理土壌と合わせて計8段階である。また実験2および3では, 前年の実験に使用した該当処理土壌を新たに用意した土壌に半量混ぜて使用した。

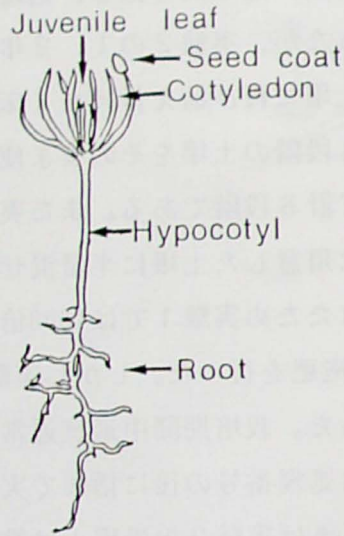
土壌は極めて貧栄養であると思われたため実験1では1000倍のハイポネックス溶液100~250ccを用いて, 夏期を中心に12回の施肥を行った。しかし実験2, 3ではCuの吸収への肥料の影響を考慮し, 施肥は行わなかった。栽培期間中適宜通常水の灌水を行った。

なお土壌処理段階の表示については処理番号の後に括弧で実験番号を示し, 実験3では処理年を先頭に示すことにした。たとえば実験2の処理1は処理1(2), 実験3の1976年に処理を行った処理4は処理76-4(3)と表示する。また以下の議論の中では実験1, 2, 3のそれぞれ処理1(1), (2), (3)を無処理, 実験1の処理2(1), 3(1)および実験2, 3の処理2(2), (3)を低濃度処理, 実験1の処理4(1), 5(1)および実験2, 3の処理3(2), (3), 4(2), (3)を高濃度処理とよぶことがある。

2-2 供試材料

1) 実験材料の選択

本研究は樹木の生長の初期段階, すなわち発芽後3年間の生長への影響について考察するものとし, 当年生, 1, 2年生のクロマツ苗と当年生のスギ, ヒノキ苗を実験材料として用いた。これらの3樹種にアカマツを加えたわが国の主要な造林4樹種の1年生苗を用いた予備実験の結果, クロマツは他の3種に比べて過剰Cuによる生長阻害の反応が鈍く, 樹木の生長への影響を詳細に観察するための実験材料として扱い易いと判断された。また, クロマツはわが国では沿海地を中心に広く天然分布し, 同属のものは世界に多数分布する。環境への適応範囲が広く(伊藤ら, 1951; 大谷ら, 1984a, b), 防風, 防潮林, 荒廃地砂防あるいは都市の緑化樹として広く利用され, 重金属に対しても一般的に強い植物と考えられる(平田, 1975; 木暮, 1972; 木暮ら, 1974)。



0-year-old
(1 month after germination)



2-year-old
(March, 1979)

図 2-2-1 クロマツ稚苗の生育状況と各部の名称

ロ) 稚苗の生長と各部の名称

主に材料として用いたクロマツの各部の形態的な変化と名称について図 2-2-1 に示した。クロマツは播種後数日で多くのものが湾曲した胚軸 (hypocotyl) あるいは子葉 (cotyledon) の一部を土壌より出現させることにより発芽が確認される。その後先端に種皮 (seed coat) を付けた状態で子葉が地上に現れ、胚軸は子葉をもちあげ個体は上方を向き、種皮の落下と前後して子葉は展開する。展開した子葉の中央部には初生葉 (juvenile leaf) が形成され始めているが、この間の生長に約 1 カ月を要する。次の 2 カ月で、上胚軸 (epicotyl) の伸長、初生葉の展開が行われ、さらに発芽当初緑色を呈していた胚軸も木化し、旺盛な樹高生長が続く。9 月に入り普通葉 (foliage leaf) の形成が個体により認められ、冬芽 (winter bud) も形成され、直径生長が盛んになる。10 月終わってから 11 月始めにはほぼ生長は停止する。子葉は 7 月頃より落葉しはじめ秋にはほとんどなくなり、初生葉は盛夏より落葉するが次年度まで着葉しているものも多い。生育期間の後半に形成される普通葉の落葉は当年生苗ではほとんどみられない。

1年生、2年生クロマツの生長パターンは樹高、直径生長にみる限り当年生苗と大きな違いは認められず、樹高生長は盛夏までが盛んであるのに対し、直径生長は生長期にあつては着実に増加しむしろ初秋より生長停止期までの増加が著しいといえる。また個体によっては7月後半より土用芽（lammas shoot）が形成されるものもあり、8、9月にかけて二段伸びするものもみられる。個体の生長とともに1年目に形成された初生葉は2年目にほとんど落葉し、葉は普通葉のみになる。

2-3 環境測定方法

1) ボット栽培における温度測定法

栽培中の植物の温度環境を知るために、ボット栽培場所での気温とボット内の地温のほか、隣接する同じ試験地内の苗畑（露地測点）において、気温、地温の測定を行った。これらの結果を長年継続して測定されている本部試験地気象観測結果（京都大学農学部附属演習林，1977，1978，1986）を用いて比較検討した。

ボット栽培における温度測定は、実験期間中の1977年2月から1978年5月にかけて、北側の日射が強い箇所と南側の日陰がしやすい箇所で、気温とボット内の地温について行った。測定中のボットの土壌深は15cm前後、栽培中のクロマツ稚苗の大きさは樹高にして10cm前後のものが多く、苗数はボットあたり1～4個体と苗の大きさによって異なった。測定は6打点式のサーミスター温度計（横河電機製作所ER形打点記録計，エイワ電子計器製作所6打点用温度変換器－5～50℃）で行い、植物体感気温測定時にはサーミスター端子に白い上質紙を巻き付けた簡易のシェルター（紙シェルター）（根岸，1961：日本農業気象学会，1972）を用いて、苗試料の上部葉層付近の気温を測定した（苗高気温）。地温の測定は、サーミスター端子の感温部のみを直接土壌に差し込んで地表付近（地表下地温）と、埋設してボットの底部、中心部で行った。また、紙シェルターを使用した場合とシェルターを使用しない場合の気温の同時測定を行い、測定値の比較を行った。すべての測定値は、室内で恒温水槽と水銀棒状温度計を用いてサーミスターの検定を行い、補正して使用した。そのため補正值は50℃を超えることもあった。

苗畑の温度測定は1986年5月から10月にかけて行った。ボット栽培実験場所から西北西約30mにある2年生アカマツ床替地（25本/m²，平均樹高30cm）に測点を設け、その中心の比較的植栽密度の粗になった部分で地上部の高さ別の気温と、地表下地温を測定した。野

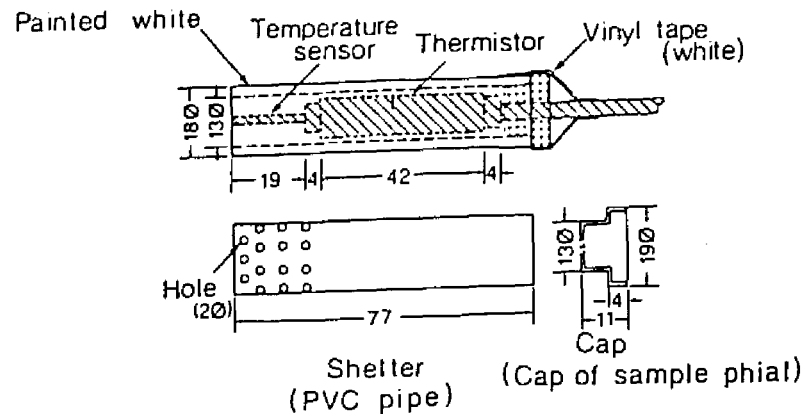


図 2 - 3 - 1 シェルターの構造 (単位 mm)

外気温の測定時には塩化ビニールパイプ製の簡易シェルター（塩ビシェルター）（図 2 - 3 - 1）を使用し、その他の測定方法は上記ポット栽培における温度測定に準じて行った。また、塩ビシェルター、紙シェルターを使用した場合とシェルターを使用しない場合の気温の同時測定を行い、シェルター使用の是非を検討した。

一方、本部試験地の気象観測はポット栽培実験場所に近い芝地で行われ、気温の測定は 1 号の大きさの百葉箱（底面積約 1 m²）内で最高最低温度計、水銀棒状温度計、7 日巻の温湿度自記記録計を併用して行っている。また日中の雲量からその日の天気を快晴、晴れ、曇りの 3 段階で記録している。本文では本部試験地観測で判定された天気の違いを採用し、降水量 1 mm 以上の日は雨天とした。

ii) 土壌採取と分析法

栽培土壌の化学性を調べるため定期的に土壌を採取し、養分分析を行った。あらかじめ土壌試料採取用に用意したブランクポットから処理直前、直後、播種、植え付け時とその後は一定期間ごとに土壌を採取し、経時的な土壌濃度変化を調べた。さらに定期、不定期に行われた植物体試料採取後の栽培ポットからも土壌を採取し補足した。このブランクポットと栽培ポットの土壌分析結果を比較検討した結果、両者に大きな違いは認められなかった（安藤、未発表）。また、Cu は地表面付近に集積すると言われている（牧ら、1973：農林水産技術会議事務局、1976b, 1979）。そこで一定期間経過後のポット内土壌の層別の濃度変化も調べたが、土壌の深さの違いによる濃度変化は認められなかった（安藤、未発

表)。

本実験ではポットから土壌をポリバケツに空け、攪はんし、適量(乾重にして約25g)を採取した。土壌試料は80~85℃で48時間風乾後粉碎し、直径2mmのメッシュを通る分だけ回収した。乾重にしてそれぞれ5gひょう量し、0.1N塩酸と1N酢酸アンモニウム(pH7.0)による抽出法と過塩素酸:硝酸:硫酸=20:5:1の混酸による湿式灰化法を用い、原子吸光法(Cu, Mg, Ca), 炎光分析法(K)を用いて定量分析し、pH(H₂O)測定も行った。これらの分析法は常法(農林水産技術会議, 1972a, b; 河田ら, 1976)を参考にしている。

2-4 生長量測定法

1) 発芽試験

実験1において1975年5月2日にポットあたり40粒(繰返しは各処理35ポット)のクロマツを播種し、胚軸あるいは子葉の一部が地表面に現れた時期を記録し、実地(畑地)発芽率(field germination)(東京大学農学部林学教室, 1956)として表した。発芽は播種後1週間で始まり、ほぼ1カ月で完了した。なお、特に高濃度処理区を中心に発芽後2週間目あたりから根が地表面から浮き上がり、苗が転倒し、根の乾燥とともに枯死していく現象がみられた。この現象を同時に記録し、転倒率として表した。

2) 当年生苗の生長

実験1では播種後6月1日, 7月1日, 7月31日, 8月30日, 9月30日, 10月28日と約1カ月ごとに計6回植物体試料を採取した。それぞれ6, 7, 8, 9, 10, 11月測定とよぶ。試料は生長量測定用として各処理6月50本, 7月40本, 8, 9, 10, 11月30本とした。さらに葉の形態および数量, 長さを測定するために別に毎月各処理2~5本の試料を加えた。測定項目は、地際直径(D₀), 樹高(H), 本年伸長量(L), 芽長(BL), 根長(RL)と、各器官に分割して根(root), 胚軸, 上胚軸, 葉(leaf)(子葉+初生葉+普通葉), 芽(bud)(冬芽, 土用芽), 枯葉(dead leaf)の生重, 乾重(W)(80~85℃, 48時間風乾)である。ここで枯葉は樹体に付いているものだけとし、枝(branch)が生じた場合(処理1(1))は上胚軸に入れた。また根長の測定は最長の根を伸ばした状態で測定した。根の生重は水洗後表面に付着した水分をふき取って測定した。さらに葉については6, 7月には各個体における最長の子葉長と初生葉長を測定し、8, 9月には子葉数,

そして8, 9, 10月には生存子葉数と、胚軸に残された落葉後の子葉の痕跡数の測定も併せて行った。前述の葉の形態測定用の試料を用いて、葉を各形態ごとに分け、方眼紙上に広げて写真を撮影し、A4版のCH写真から子葉、初生葉、普通葉の長さや数量の測定を行った。これらの測定にはダイヤルキャリパーと折尺を用いたが、CH紙上の湾曲した葉の測定にはキルビメーターを使用した。

実験3では1977年5月17日にクロマツ、スギ、ヒノキの種子を播き約1年間栽培した。播種量はクロマツはポットあたり40粒、スギ、ヒノキは適量とした。本実験の試料採取は発芽間もない6月9日と生長停止期の翌年3月13日に行い、採取試料数は各樹種、各処理、6月は20本、3月は10本としたが、試料数が不足した樹種、処理区もあった。各器官は3樹種の比較を行うため、根、地上部非同化器官（胚軸+上胚軸+芽、non-photosynthetic parts of top, 本文ではstemとした）、葉にまとめて考察した。測定方法については実験1の手法に準じている。

h) 1, 2年生苗の生長と生存率

実験2において1976年5月13日ポットあたり40粒のクロマツ種子を播き、3年間栽培した。苗は2年目、3年目の3月に再処理土壤に床替している。ポット内の稚苗数は1年目は、発芽率が高く苗の生長が優れたポットを中心に間引いたため、それぞれの生育段階でポットによって異なった。2年目は、処理1(2), 2(2)で2個体、処理3(2)で3個体、処理4(2)で4個体、3年目は処理1(2), 2(2)で1個体、処理3(2)で2個体、処理4(2)で3個体と、試料の大きさによって変えた。繰返しは各処理1年目は68ポット、2年目は39ポット、3年目は処理区により異なり22~51ポットである。

1977年3月24日、1978年3月9日、1979年3月12日に試料を採取し生長量を測定した。採取サンプル数は毎年、各処理10個体であるが、試料が小さい1977年の処理3(2), 4(2)では30個体とした。測定項目、方法は当年生苗の測定とほぼ同内容である。なお生長量測定の試料数の不足を補う意味から、栽培期間中、光合成、呼吸量測定などのために不定期に試料を採取し、同様の測定方法で生長量を測定したもののデータも補足的に用いることにした。

2, 3年目には栽培中の全試料について、約1カ月ごとにポット栽培状態でD₀, H, Lの測定と、生存、枯死状態の診断を行い、生長過程の季節変化を調べた。

2-5 植物体分析法

試料は乾重にして0.5gひょう量し、硝酸：過塩素酸：硫酸＝7：7：1の混酸で湿式灰化し、Cu、Mgは原子吸光法、Kは炎光分析法、Pはモリブデン青法により分光光度計を用いて定量した。分析に使用した試料は生長量、光合成、呼吸測定苗であるが、細分により規定量の試料が得られないと思われる場合には分析用に追加採取した。分析法は常法を参考にしている（農林水産技術会議，1972c, d；京都大学農学部農芸化学教室，1965）。

分析は器官ごとに行ったが結果の検討の中では、地上部非同化器官、あるいは植物体個体（plant）としてまとめて考察したものもある。

2-6 光合成、呼吸量測定法

1) 当年生クロマツ苗の光合成、呼吸速度の季節変化

実験1で栽培した試料を用いて、播種後約1カ月おきに6月4日～6日，7月2日～4日，8月1日～4日，9月2日～5日，10月2日～4日および9日，10月29日～11月1日の6回，光合成と呼吸量の測定を行った。測定に際し苗畑より実験室に運んだ試料は根を洗浄し損傷のない健全なものを選びだした。1回の測定時にひとつの同化箱内に封入する苗の本数は各時期の苗の大きさを考慮し，同化箱内での相互被陰をできるだけ避け，通気中のCO₂濃度および分析器の検出能力などから総合的に判断して，6，7月5本，8，9月3本，10，11月2本とした。測定本数は同化箱内封入本数，光段階，繰り返しから各処理6，7月30本，8，9月24本，10，11月16本であった。測定後の試料は基本的な生長量の測定を行い，地上部乾重量あたりの純光合成速度と呼吸速度，および葉乾重量あたりの総光合成速度を算出した。

測定に使用した同化箱および装置を図2-6-1，図2-6-2に示した。測定準備のできた試料を冷蔵庫から取り出し，地際下の根の部分をつまみ，切り込みを入れたゴム栓（A）にはさみ，水道水の入った試験管（B）に植え込んだ。試験管には植え込み時の水压を調整するためのビニールパイプ（C）が付いている。苗を植え付けた試験管は，1回の測定本数分を輪ゴムで束ね，支持台（D）に取り付け，同化箱（E）内に入れた。以上の構造から通気ガスとガス交換が可能な苗の部分は地上部のみである。同化箱は透明アクリル筒（厚さ3mm，外径100mm），透明塩化ビニール板（厚さ2mm），板ゴム（F）

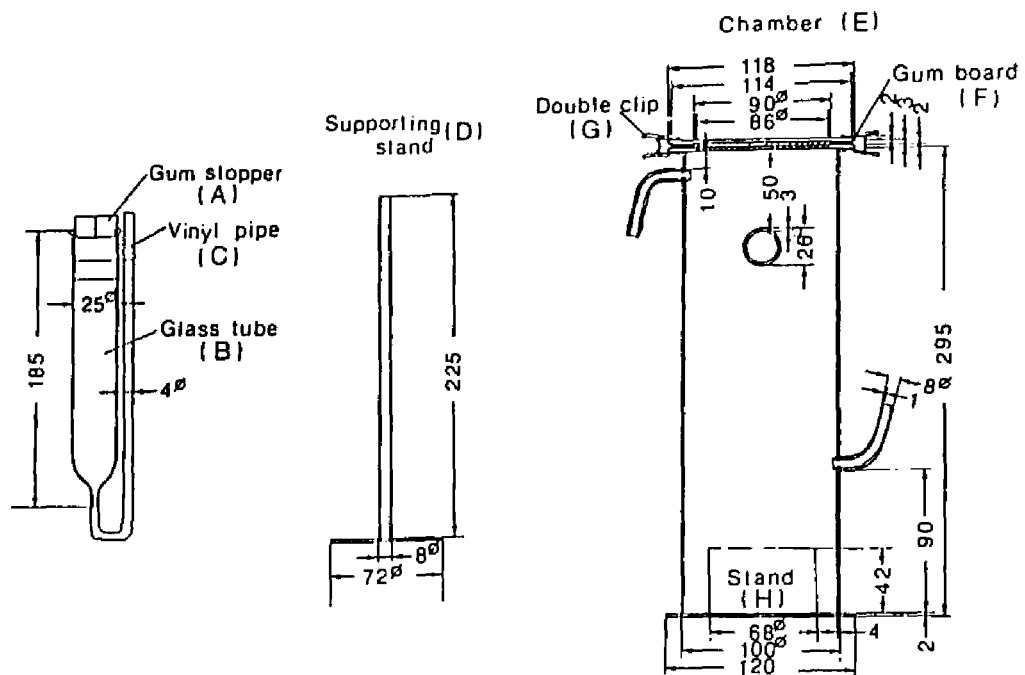


図 2 - 6 - 1 同化箱の構造（実験 1，単位 mm）

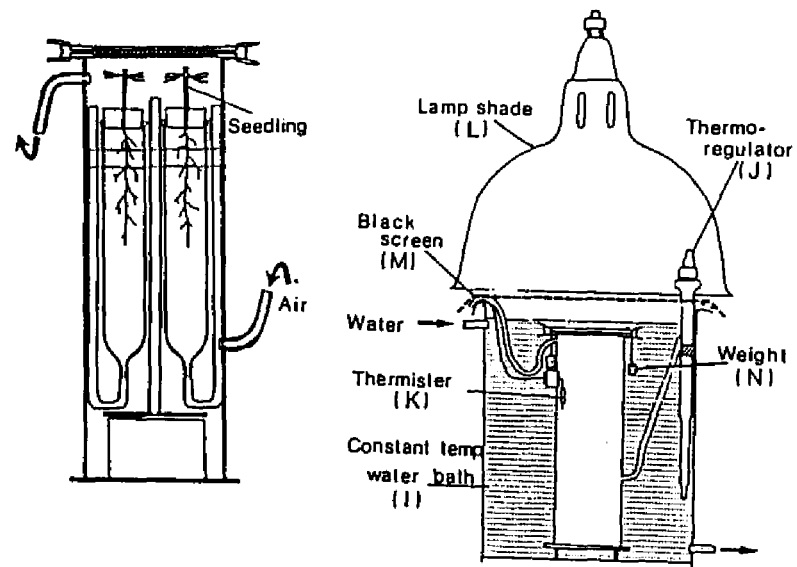


図 2 - 6 - 2 光合成，呼吸測定装置の構造（実験 1）

(厚さ2mm), 塩化ビニールパイプ(厚さ1mm, 外径8mm, および厚さ3mm, 外径26mm), ダブルクリップ(G)を用いて製作したもので, 同化箱内には苗の大きさにより高さを調節するための台(H)を置いている。板ゴムと塩化ビニール板の間にはラノリンを塗布し密閉した(根岸, 1961)。

全期間を通じて温度を25℃に設定した。これは常緑針葉樹の春～秋の最適温度範囲にあたる(Negisi, 1966)。湿度は過湿状態で測定した。空気袋(約2.0m³)に溜めた外気はビニールパイプのまま恒温室(25℃, 60%)内の水槽の中を通し, 25℃に近づけ, さらに加湿装置で加湿した。同化箱はおもし(N)をつけ恒温水槽(I)に入れ, 投下光の増減に伴う温度変化をクールニックス(ヤマトCTR-120, CTE-120)と磁力設定式温度調節器(J)(新日本計測JW-MS-09)を用いて調節した。温度測定はサーミスター端子(K)を同化箱内に入れ測定した。

測定は6段階の光条件で行い, 光源に人工光を用いた。水槽上に陽光ランプ(東芝陽光ランプD400, 東芝高天井用反射笠SN-40(L)14P, 東芝メタルハライド灯安定器4MT-103H-B)を取り付け, 黒い寒冷紗(M)を用いて光条件を調節した。重ねる寒冷紗の枚数と照度(東芝光電池照度計で測定)の関係は図2-6-3のように片対数グラフで直線の関係が認められた。得られた関係式より6段階の照度はそれぞれ I_1 (fulllight) = 51.4Klux, I_2 (寒冷紗1枚) = 28.4Klux, I_3 (2枚) = 15.7Klux, I_4 (3枚) = 8.65Klux, I_5 (5枚)

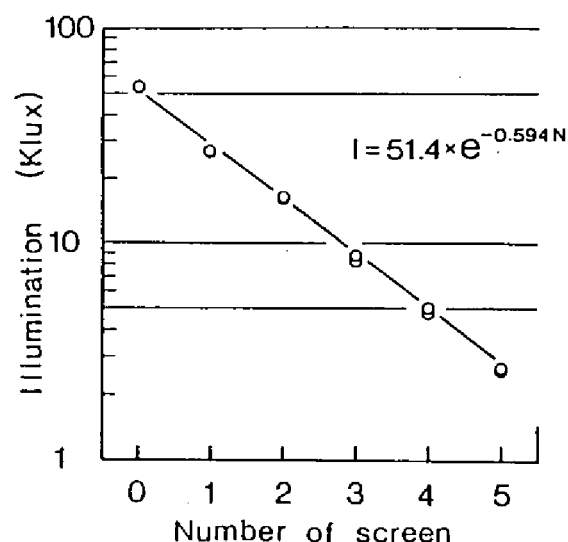


図2-6-3 照度と寒冷紗の枚数の関係1 (実験1)

-2.63Klux, I_0 (暗) - 0luxであった。7月測定から光段階を I_1 , I_2 , I_4 , I_8 の4段階とし、繰り返しを2回とした。また同化箱内の試料は各光段階ごとに交換した。

使用外気の CO_2 濃度は6月～11月で324～390ppmの範囲にあった。月ごとにみると6月342～350ppm, 7月324～333ppm, 8月334～346ppm, 9月343～350ppm, 10月349～357ppm, 11月332～390ppmであった。外気はポンプで空気袋に入れ、測定時の CO_2 濃度変化を小さくしたが、空気袋の上下の違いや、特に外気採集時間により濃度差がみられた。また測定直前の同化箱内の試料には別回路で外気を流し、試料の CO_2 環境の測定前後の濃度差を小さくした(戸塚, 1966)。 CO_2 濃度の測定には日立-堀場赤外線分析計EIA-1A形を使用した。流量は30ℓ/hrとしたが、これは同化箱内の CO_2 濃度と外気 CO_2 濃度の濃度差が外気 CO_2 濃度の20%以内に入ることを目安にしたことと、分析器の検出能力やこれらの測定装置の流入空気圧に対する耐久能力を考慮したものである。光合成、呼吸量測定装置については村田ら(1968)を参考にしている。

ii) 光合成、呼吸速度と温度条件

実験2で栽培した試料を用いて、1976年11月9日～11月27日(当年生苗)、1977年9月30日～10月8日、10月18日～12月11日(1年生苗)、1978年7月26日～9月27日(2年生苗)に光合成と呼吸量の測定を行った。光合成、呼吸速度は季節によって変化し、盛夏から初冬にかけては比較的安定するとされている(根岸, 1986)。測定はこの時期を選び、温度条件の違いによる光合成と呼吸速度の変化について調べた。

測定方法の概略は前項の当年生苗のものと変わらないが、1977年から主に同化箱の改良を試みた(図2-6-4)。本実験で使用した同化箱は上部の光合成、呼吸量と根の呼吸量を同時に測定できるものとし(実際には本研究では根の呼吸量の測定は行わなかった)、同化箱内のガスの流れ、拡散を良好にするためガス流入口、排出口の改良と同化箱容積の縮小を計った。1978年改良型(図2-6-5)では試料の大きさによって最大稚苗が7本まで測定できるものにし、測定試料が大きく封入本数が少ない場合は、使用しない植え付け口はゴム栓で閉じることにした。苗の高さ、根の大きさにより上部、下部同化箱ともに4種類のを製作した。さらに上部、下部同化箱の結合にはワセリンを使わず、やや軟性のゴム板と薄いプラスチック製パッキンを用い、ダブルクリップで固定することによって、水中でも水、ガスもれをおこさなかった。また1978年測定では使用光量の増加を試みた。陽光ランプを1灯(使用状態により約30～50Klux)から4灯(約80Klux)に増やすこ

とにより、クロマツ稚苗の光飽和点に近い光条件での測定が可能になった。光量の増加に伴う同化箱内の温度調節は、陽光ランプを直接水道水を流した水槽に入れ、クールニックスをさらに1台直列につなぎ、迅速かつ充分なものにした。温度の測定はサーミスターで行い、塩ビシェルターを用いた

1回の測定に同化箱内に入れる試料苗本数は、当年生苗ではすべての測定時に4本であったが、1年生苗では処理1(2)、2(2) - 1 ~ 3本、処理3(2) - 3 ~ 4本、処理4(2) - 7本、2年生苗では処理1(2)、2(2) - 1本、処理3(2) - 3 ~ 4本、処理4(2) - 7本と試料の大きさによって異なった。特に同化箱内のCO₂濃度変化の少ない呼吸量のみを測定する場合は測定精度をあげるため1回の測定に使用する本数を増やした。測定に使用した試料数は当年生苗では各処理区で44本であったが、1、2年生苗では同化箱内本数、繰り返し数が異なり、1年生苗は11 ~ 28本、2年生苗は4 ~ 21本と処理により異なった。

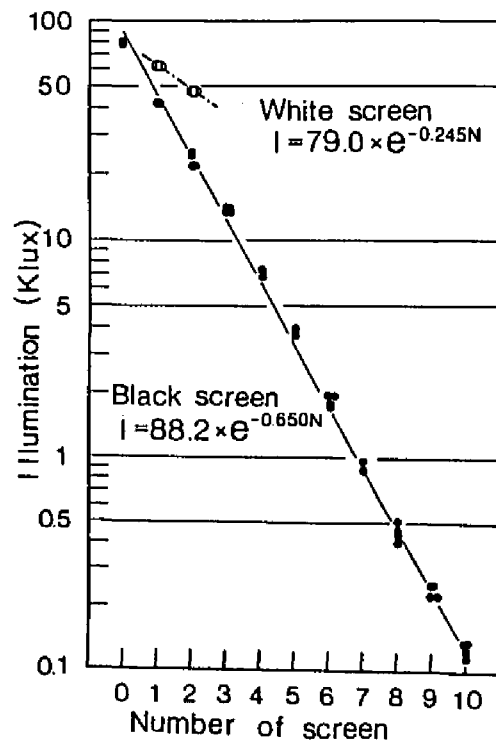


図 2 - 6 - 6 照度と寒冷紗の枚数の関係 2 (実験 2)

11) 2年生苗の光合成速度と光条件

実験2で栽培した2年生苗を用いて1978年7月11日から8月23日に光条件の違いによる光合成速度の変化について測定を行った。

測定方法および装置は前項同様であるが、光段階は黒色と白色の寒冷紗を用いて13の光条件を設定した。寒冷紗の枚数と照度との関係を図2-6-6に示した。1回の測定に同化箱内にいれる試料数は前項同様であるが、測定に用いた試料数は処理によって異なり5～14本であった。

第3章 環境要因

3-1 気象条件

1) 試験地の気象

本部試験地観測所による栽培期間中の平均の気温（午前9時測定）と降水量の月別変化を図3-1-1に示した（京都大学農学部附属演習林，1977，1981）。

実験1を行った1975年は気温、降水量ともに平年並であるのに対し、実験2の1年目にあたる1976年は年間を通じて降水量が多く気温も低かった。そして実験3を行った1977年は気温は平年並であるが、夏期の降水量は少なく、1978年は気温は全体にやや高く、降水量は6、9月に多いが年降水量は平年並であった。

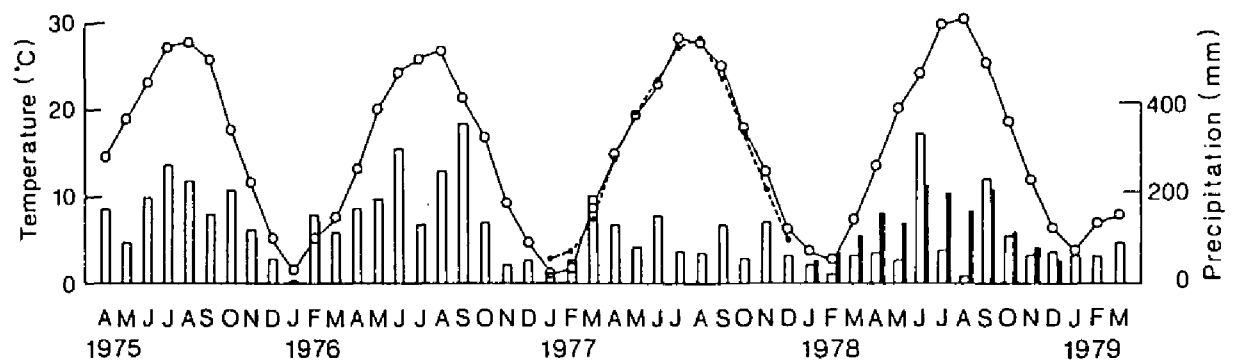


図3-1-1 栽培実験期間中の気象条件（本部試験地観測による）

●および■は1970年から1985年の15年間の平均気温と降水量である

2) シェルターの検討

図3-1-2は、1977年4月下旬の8日間に、ポット内の地上10cm前後の苗の上位葉層付近の気温の測定時に紙シェルターを使用した場合と用いない場合の最高、最低気温の測定結果を比較したものである。

紙シェルターを用いない場合は、最高気温が20～35℃の温度範囲で気温の上昇とともに高い測定値を示し、25℃以上では1～4℃高い値になった。最低気温（温度範囲0～15℃）ではほとんど差がみられなかった。

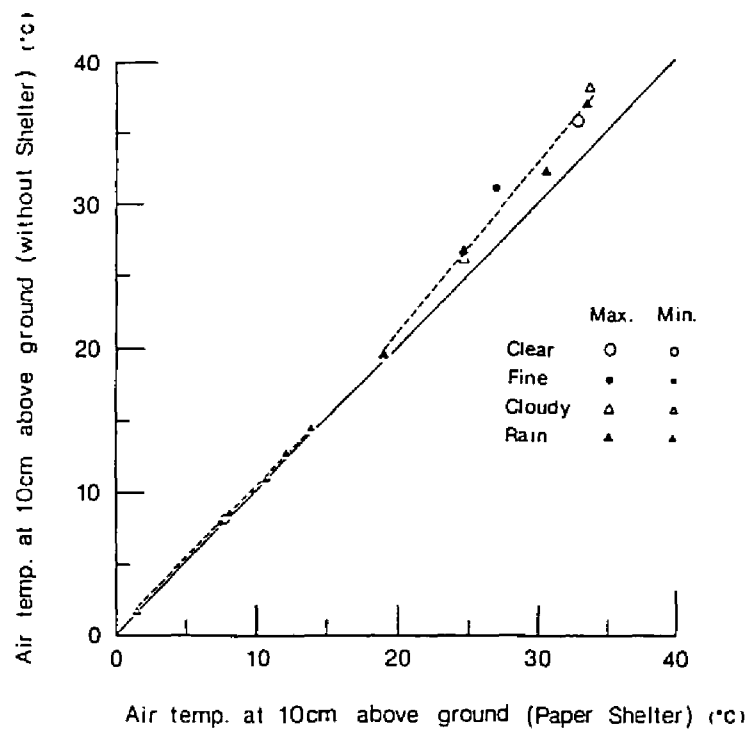


図 3 - 1 - 2 ポット内気温の測定に紙シェルターを用いた時の測定気温の比較

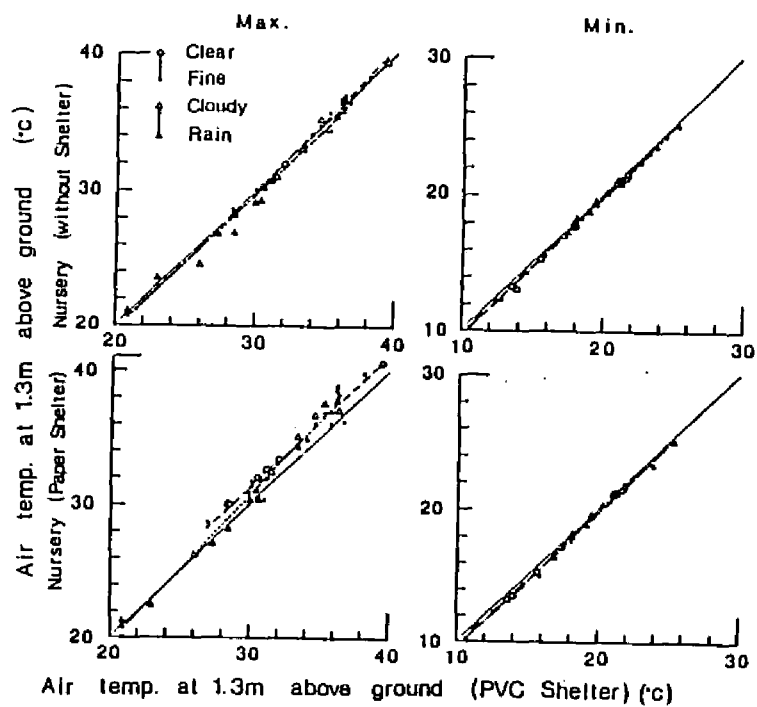


図 3 - 1 - 3 異なったシェルターを用いた時の測定気温の比較

図3-1-3は、1986年8月下旬から10月上旬にかけて、苗畑の地上1.3mの気温の測定に塩ビシェルターと紙シェルターを使用した場合と、シェルターを用いない場合の測定値の違いを示している。

最高気温が30℃以上では、天候にかかわらず、塩ビシェルターを使用した場合より紙シェルターを使用した場合の方が1℃前後高い測定値を示し、シェルターを用いない場合も高い値となったが、その差は小さかった。30℃以下では、塩ビシェルターを使用した場合に比べ、シェルターを用いない場合の最高気温、最低気温、および紙シェルターを使用した場合の最低気温は低い値となったが、温度差は0.5℃以下で小さかった。

II)ポット栽培における温度環境

図3-1-4は夏期、冬期の日較差の大きかった日と小さかった日の4日間について、ポット栽培場所の中では比較的高温になりやすい北側と、日陰になりやすい南側の2箇所測定した、ポット内の地表付近の気温、地温の日変化の一例である。

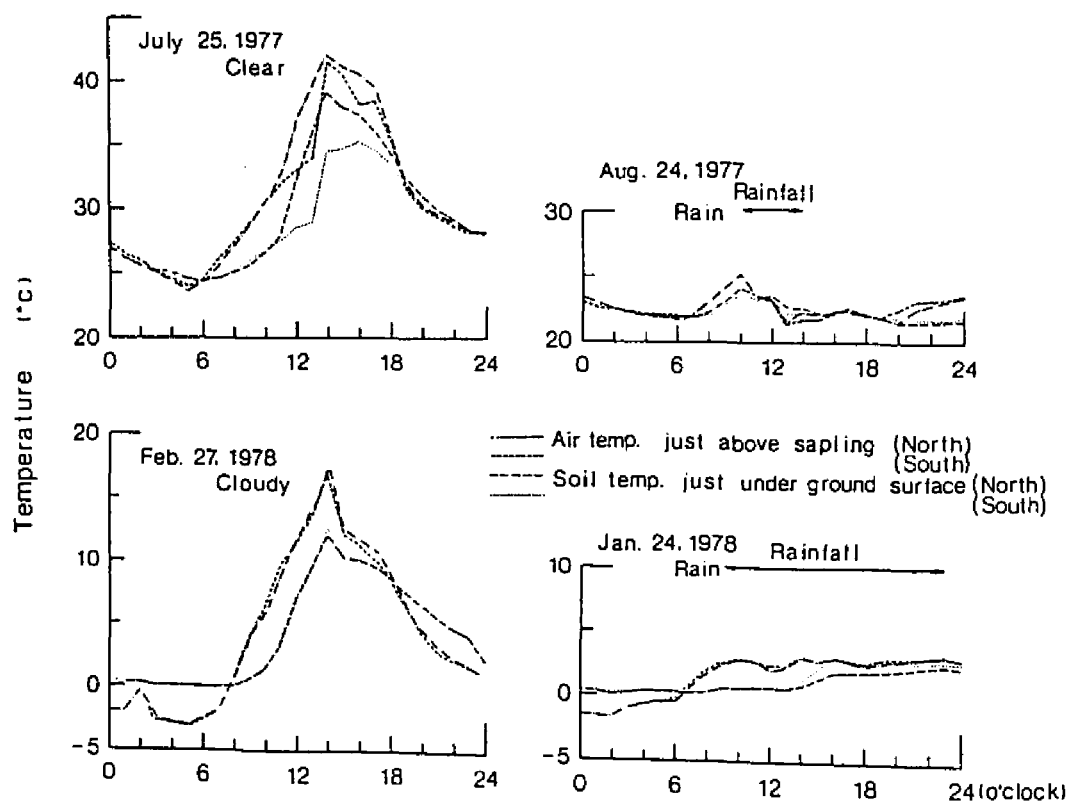


図3-1-4 ポット栽培における地表付近の気温、地温の日変化

夏期の晴天日には、苗高気温は北側、南側ともに 40°C を超え、最高気温には大きな差はみられないが、北側は南側より時刻によっては 5°C 以上高いこともあった。地表下地温は、北側は南側より最高温度が 4°C 近く高くなり、日中の温度差が大きかった。冬期の日較差の大きい日の測定結果からは北側、南側のポットの配置による気温、地温の差はほとんどみられなかった。雨天日は温度変化が小さいこともあり、夏期、冬期の苗高気温、地表下地温ともにポットの配置による大きな差は認められなかった。

図3-1-5は初夏の比較的日較差の大きい2日間について、ポットの中の地温の測定位置による違い、およびその日変化の測定例である。

最高温度は、地表下地温、ポット底部、中心部の地温の順に低くなり、最低温度はこの順に高くなり、最高、最低温度の出現時刻もこの順に遅れる傾向がみられた。またポット内の底部と中心部の合計4点の測点ではほぼ同様の日変化を示し、温度差は1日を通じて 2°C 程度と小さかった。その中で、ポット底部の南側、北側ではほとんど地温の差はなかった。

図3-1-6は栽培中の稚苗の生育に直接影響を与えると思われる苗高気温と地表下地温の年間の測定値と本部試験地観測結果を比較したものである。同時に夏期の苗畑の地上10cmの測定値も示した。

苗高気温の最高気温は本部試験地観測結果より四季を通じて $3\sim 5^{\circ}\text{C}$ 高くなり、ポット

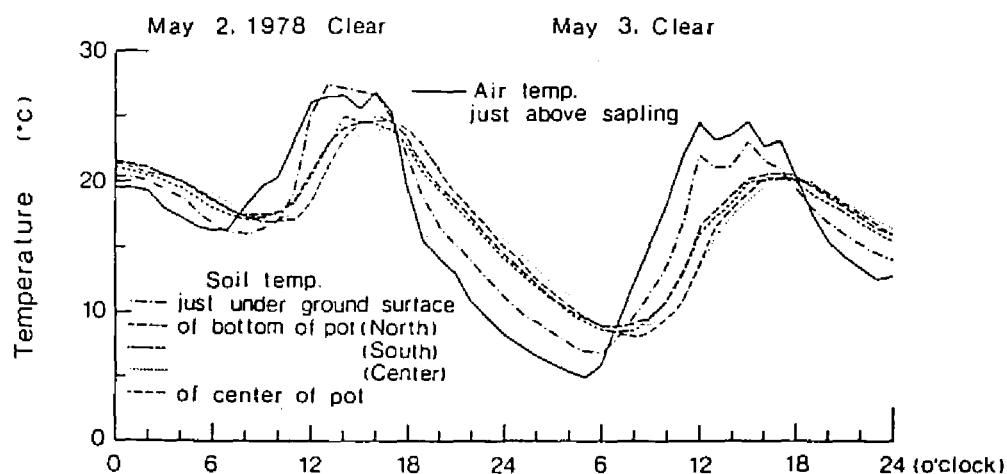


図3-1-5 ポット栽培におけるポット内地温の日変化

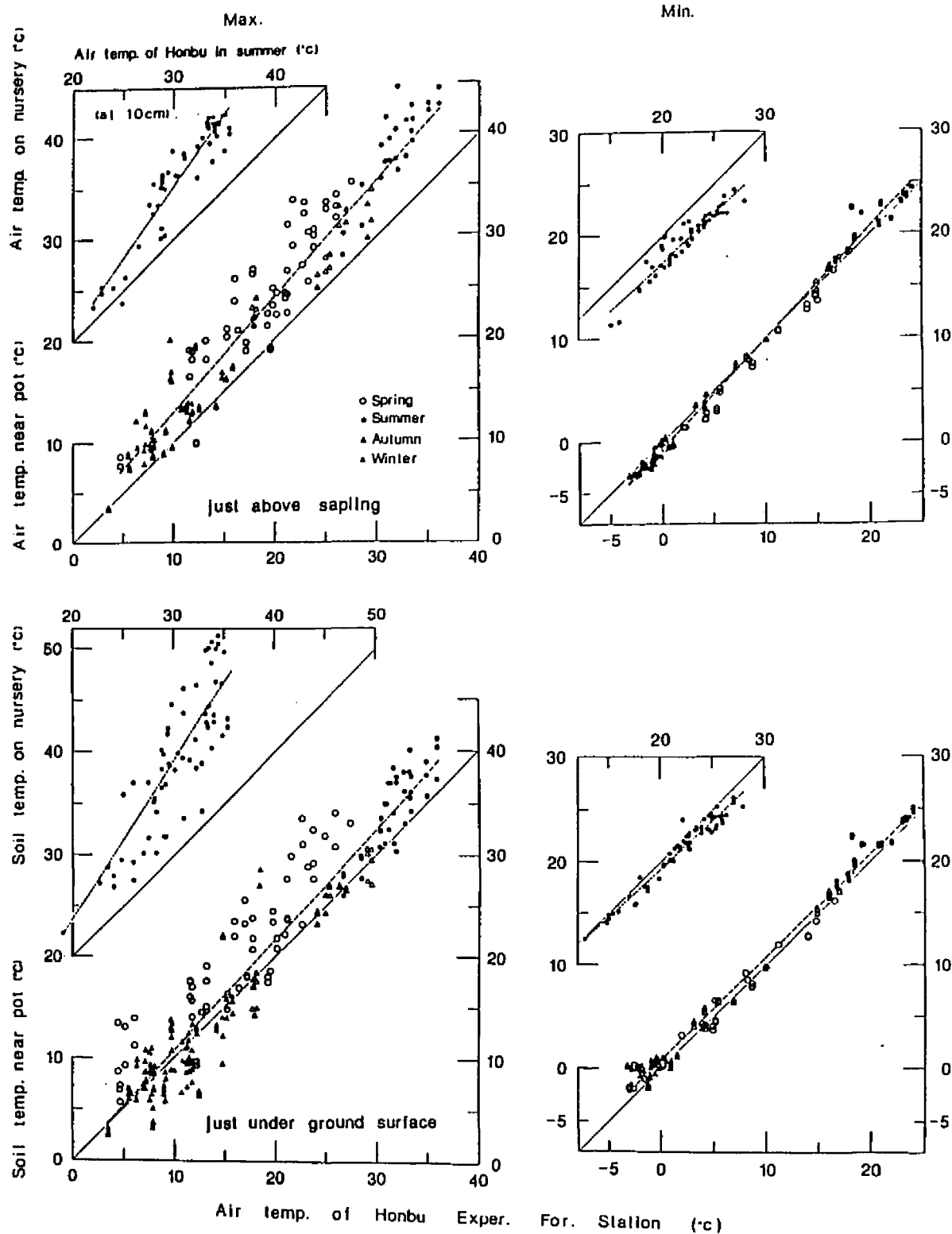


図 3 - 1 - 6 ポット栽培における気温、地温の季節変動

の配置の違いや測定日によっては10℃近く上昇し、変動が大きかった。最低気温は四季を通じて本部試験地観測結果との差は小さかった。一方、夏期の苗畑の地上10cmの最高気温は、高温時には本部試験地観測結果より5℃前後上昇し、苗高気温との大きな違いは認められなかった。しかし、最低気温は2℃前後低かった。

ポット内の地表下地温の最高温度は、春、夏では本部試験地観測結果より3℃前後高くなり、変動も大きい。全体的には苗高気温ほどの上昇はみられなかった。秋、冬では本部試験地観測の最高気温との差が小さくなり、冬期には低い値を示す日も多くみられた。最低温度は四季を通じて本部試験地観測のものより1℃前後高くなり、冬期は外気温が0℃以下になっても地表下地温は氷点下になりにくいようであった。一方、夏期の苗畑では、本部試験地の最高気温が35℃になる日には地表下地温の最高温度は15℃以上上昇し、50℃を超える日もみられた。最低温度は本部試験地観測の最低気温より1℃前後低くなり、ポット内と異なった傾向を示した。

二) 気象条件についての考察

野外における気温測定には温度計の感温部に放射熱による測定気温の異常な上昇を避け、雨露の付着を防ぐためにシェルターを付けて測定する場合が多い(農業気象学会, 1972)。本実験から、気温が25℃以上では、ポット栽培における苗の葉層付近(地上10cm前後)の気温測定には紙シェルターを用いないと測定値は1～4℃高くなり、苗畑の地上1.3mの位置の測定においても気温が30℃を超えると塩ビシェルター使用の測定値よりシェルターを用いない場合は高くなる傾向がみられた。シェルターの使用は高温時の野外気温測定、とりわけ温度計の感温部が地表面に近かったり、熱反射率の高い陶製ポットのような熱源に近い場合には効果が大きいようであった。また、苗畑の地上1.3mの位置の測定からは、気温が30℃以上では塩ビシェルターを用いた場合より紙シェルターを用いた場合は測定値が1℃前後高い結果となった。この点については本実験で使用した紙シェルターは通気孔を設けなかったことや塩ビシェルターとの断熱効果の違いなどが影響したものと考えられ、シェルターの製作には構造、材質面での配慮が必要である。

本実験におけるポット栽培場所付近の気温は、高温時には本部試験地観測気温より上昇するが、夏期の苗畑の気温と比較して大きな違いは認められなかった。低温時には苗畑の方がポット付近より気温が低下したが、その理由として、裸地に近い苗畑と西側は疎開されているものの落葉高木見本樹林の林縁付近のポット栽培場所といった周囲環境の違いが

影響したものと考えられる。この周囲の落葉樹の存在はポット栽培場所付近のポットの配置の違いによる温度環境にも影響し、苗高気温は落葉期あるいは雨天日では配置の違いによる温度差は小さいが、開葉期の晴天日には最高気温に大きな違いがみられない場合でも、日中、時刻によっては気温が大きく異なった。

ポット栽培実験における栽培中稚苗の温度環境は、高温時には苗の葉層付近の気温が地表に近い地温より高くなり、地温の上昇が著しかった夏期の苗畑の測定結果と異なった結果になった。この点については苗畑の地表付近の温度環境は主に地表面からの熱の伝導と放射によるため、地表面からの距離の違いに直接的に影響された（安藤，1987）のに対し、ポット栽培においては地表面からの熱の伝導と放射に加え、ポット自体の温度変化にも大きく影響されていると考えられた。

しかし、ここで、特に植物の生長阻害を引き起こすと思われる高温部に注目し、ポット内の苗高気温と地表下地温とともに地表付近の温度環境としてまとめて考えると、本研究のポット栽培実験中の苗試料の置かれた温度環境は、夏期の苗畑の地表下地温において測定された50℃をこえることはなく、苗畑ほど温度は上昇しなかったものと考えられる。事前に高温時のポット温度環境を想定して、栽培場所の選定をはじめ気温、温度の上昇を防ぐためのいくつかの方策を駆使し、あるいは保水性のよい鹿沼土を使用した結果、本実験においては総じて通常使われている苗畑の温度環境の範囲内でポット栽培中試料の温度管理がなされたものと結論されよう。

3-2 土壌条件

1) 土壌Cu濃度の表示

実験1における0.1N塩酸可溶の土壌Cu濃度の経時変化を各処理段階について示したのが図3-2-1である。

Cuを添加した処理区の土壌中Cu濃度は時間の経過とともに指数関数的に低下し、栽培が行われた5月から11月のデータを用いて次式で近似してみた。

$$C = A e^{-BT}$$

C：処理別土壌Cu濃度（ppm）

T：播種、植栽後日数（日）

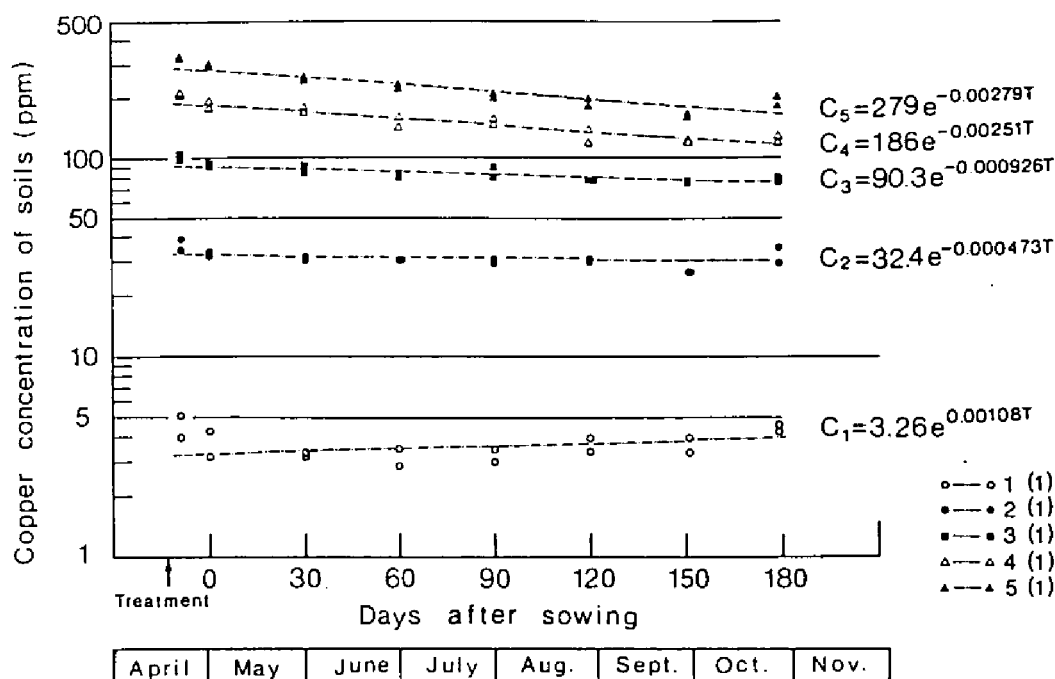


図 3 - 2 - 1 土壌Cu濃度 (0.1N塩酸可溶) の経時変化 (実験 1)

ここで係数Aは $T = 0$ のときの y 切片，すなわち播種時のCu濃度の推定値 (ppm) を表し，係数Bは傾きである。Cuを添加していない処理 1 (1) は濃度が低く対数グラフ上ではばらつきが大きい，栽培期間中の濃度変化は小さかった。低濃度，高濃度処理区では処理段階が上がるにつれて経時的な濃度低下の勾配が急になった。推定値から栽培期間中のCu濃度は，処理 1 (1) で $3.26 \rightarrow 3.97$ ppm，処理 2 (1) で $32.4 \rightarrow 29.7$ ppm，処理 3 (1) で $90.3 \rightarrow 76.5$ ppm，処理 4 (1) で $186 \rightarrow 118$ ppm，処理 5 (1) で $279 \rightarrow 169$ ppmと変化した。処理 4 (1) と処理 5 (1) では期間内の濃度幅にいくらか重なりがみられたが，処理間差は歴然としていた。本実験では栽培期間180日の $1/2$ にあたる90日の推定値，すなわち処理 1 (1) - 3.60ppm，処理 2 (1) - 31.6ppm，処理 3 (1) - 81.1ppm，処理 4 (1) - 148ppm，処理 5 (1) - 217ppmを以下の議論の中で土壌Cu濃度として用いることにする。

実験 2 および実験 3 の0.1N塩酸可溶の土壌Cu濃度の経時変化についても同様の傾向がみられ，前式に当てはめて処理ごとの推定式の係数と栽培期間の $1/2$ の時点における推定値および期間中の変動幅を表 3 - 2 - 1，表 3 - 2 - 2 に示した。

実験 2 では，毎年各処理段階で同濃度のCu溶液を用いて同様の浸透処理を施しているに

表 3 - 2 - 1 土壌Cu濃度の推定値 (実験 2)

Treatment		$C = A e^{BT}$		Copper concentration(ppm)
		A	B	
1977	1(2)	3.59	-0.000307	3.39 ¹⁾ (3.59~3.26) ²⁾
	2(2)	50.1	-0.000507	45.8 (50.1~42.7)
	3(2)	141	-0.000680	125 (141~114)
	4(2)	305	-0.000935	258 (305~227)
1978	1(2)	1.87	0.00246	2.91 (1.87~4.46)
	2(2)	45.6	-0.000605	40.9 (45.6~36.8)
	3(2)	147	-0.000553	133 (147~121)
	4(2)	349	-0.000886	298 (349~255)
1979	1(2)	3.08	-0.000773	2.68 (3.08~2.34)
	2(2)	41.8	-0.00108	34.4 (41.8~28.5)
	3(2)	159	-0.000613	143 (159~128)
	4(2)	369	-0.000708	325 (369~287)

C:copper concentration of soils(ppm)

T:days after sowing or transplanting(day)

1)estimated value on 180 days after sowing or transplanting

2)range of variation for each growing season

表 3 - 2 - 2 土壌Cu濃度の推定値 (実験 3)

Treatment		$C = A e^{BT}$		Copper concentration(ppm)
		A	B	
76-1(3)	1(3)	7.43	0.0000489	7.48 ¹⁾ (7.43~7.54) ²⁾
	2(3)	39.6	-0.000377	37.4 (39.6~35.4)
	3(3)	97.4	-0.000339	92.6 (97.4~88.0)
	4(3)	192	-0.000498	178 (192~165)
77-1(3)	1(3)	5.28	0.000821	5.91 (5.23~6.69)
	2(3)	43.4	-0.000452	40.6 (43.4~37.9)
	3(3)	127	-0.000583	117 (127~107)
	4(3)	260	-0.000550	239 (260~220)

C:copper concentration of soils(ppm)

T:days after sowing (day)

1)estimated value on 150 days after sowing

2)range of variation for growing season

もかわらず、処理 1 (2), 2 (2)では経年的に濃度はいくらか低くなり、高濃度処理区の処理 3 (2), 4 (2)では高まった。しかし 3 年間を通じて各処理間の濃度差は大きく、ここでは 2 年次 (1978) の栽培期間の 1 / 2 の時点の推定値を土壌 Cu 濃度として用いることにした。実験 3 の無処理区では実験当年処理土壌 (77 処理土壌) より前年処理土壌 (76 処理土壌) の方が濃度が高かったが、その差はわずかであった。Cu を添加した処理 2 (3), 3 (3), 4 (3) では、77 処理土壌より 76 処理土壌の方が濃度は低く、濃度低下の傾きも緩やかであった。処理 2 (3) では 77 処理土壌と 76 処理土壌で実験期間中の濃度の変動幅に重なりがみられたが、本実験では同じ処理濃度でも年度の違うものは別の区とみなした。その結果 8 段階の処理区となった。

7) 土壌中 Cu 量の形態変化

実験 3 における、76 処理土壌と 77 処理土壌の Cu 濃度について、その全量、希酸可溶態、置換態、不溶態 Cu 量の経時変化を図 3 - 2 - 2 に示した。ここで全量とは混酸 (過塩素酸、硝酸、硫酸) に分解された Cu 量を示し、1N 酢酸アンモニウム (pH7.0) 抽出分を置換態、0.1N 塩酸抽出分を希酸可溶態、全量から 0.1N 塩酸抽出分を差し引いた分を不溶態 Cu 量として表現することにした (日向, 1981a)。

全量はすべての処理区で経時的な濃度変化が小さかったが、処理 1 (3) および処理 2 (3) では濃度は上昇し、処理 4 (3) では低下する傾向がみられた。各処理濃度段階で 76 処理土壌と 77 処理土壌の濃度差が小さかったが、処理 1 (3) および処理 2 (3) では 76 処理土壌の濃度が高く、処理 4 (3) では逆に 77 処理土壌が高かった。処理 3 (3) では両者の差はなく、ともに期間中の経時的な濃度変化がみられなかった。

希酸可溶態は処理 1 (3) では 77 処理土壌より 76 処理土壌の濃度が高く、経時的な濃度変化は小さいが、77 処理土壌では上昇する傾向がみられた。処理 2 (3) ~ 4 (3) では経時的に濃度は低下し、処理濃度が高い処理区ほどその勾配は急であった。これらの処理区では 76 処理土壌より 77 処理土壌の濃度は高く、濃度低下の勾配も急であった。推定値から求めた全量に対する溶出率 (農林水産技術会議事務局, 1976b) は期間中に 76 処理土壌では処理 1 (3) - 26.6 → 23.7%, 処理 2 (3) - 32.2 → 28.4%, 処理 3 (3) - 30.6 → 27.3%, 処理 4 (3) - 32.5 → 30.6%, 77 処理土壌では処理 1 (3) - 22.6 → 21.5%, 処理 2 (3) - 38.6 → 31.9%, 処理 3 (3) - 39.4 → 35.3%, 処理 4 (3) - 40.4 → 37.0% と変化した。76 処理土壌より 77 処理土壌は総じて高い値となり、各処理土壌ともに経時的に溶出率は低下した。76, 77 処理土壌

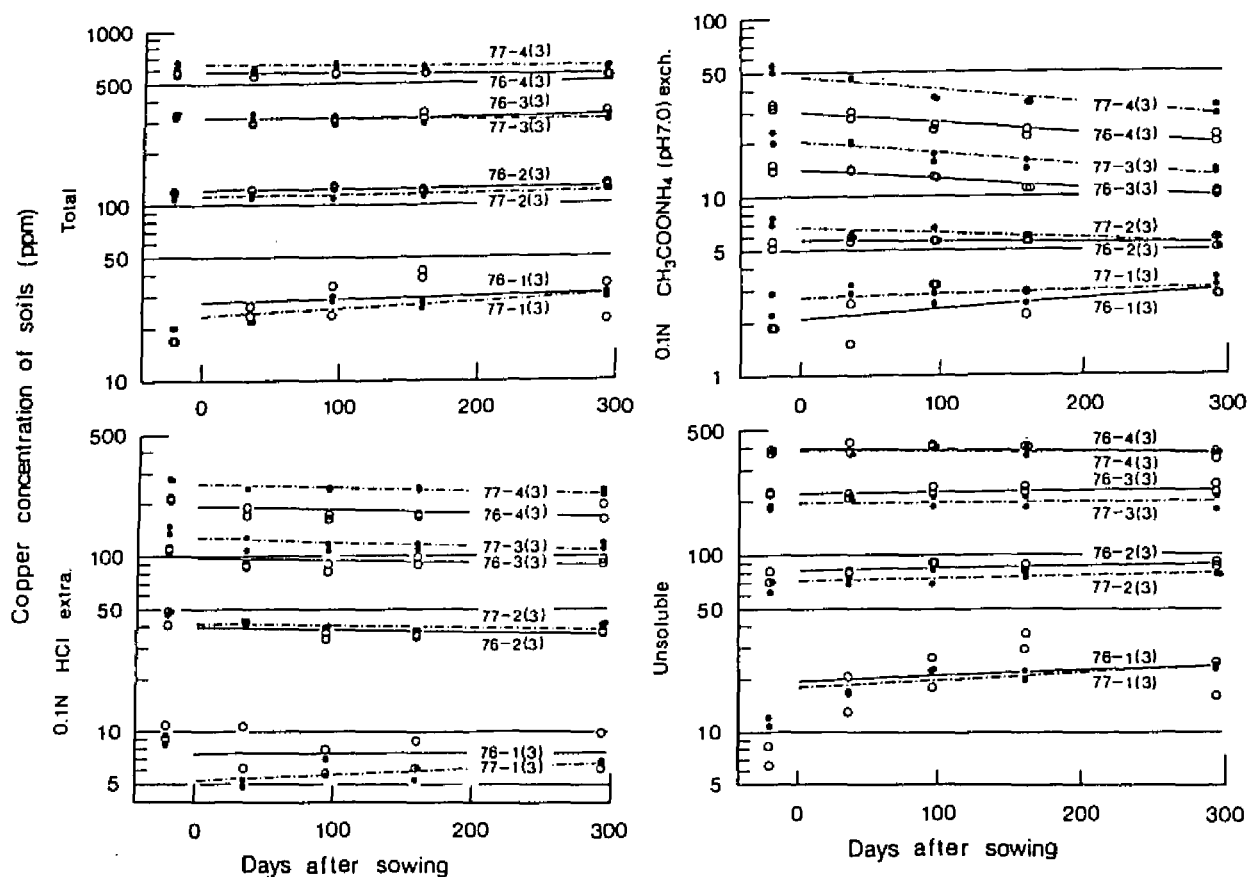


図 3 - 2 - 2 土壌中の形態別Cu濃度の経時変化 (実験 3)

ともにCuを添加していない処理 1 (3)の値が低かった。76処理土壌では処理 2 (3)～ 4 (3)で処理間に大きな差は認められなかったが、77処理土壌では処理濃度が高い処理区ほど溶出率は高い傾向がみられた。

置換態は処理 1 (3)では76処理土壌より77処理土壌の方が濃度が高いが、その差は小さく、ともに期間中に上昇する傾向がみられた。処理 2 (3)～ 4 (3)では経時的に濃度は低下し、処理濃度が高い処理区ほど低下の勾配は急であった。これらの処理区では76処理土壌より77処理土壌の濃度は高く、濃度低下の勾配は急となり、希酸可溶態と同様の傾向を示した。しかし、全体的には希酸可溶態より、高濃度処理区での濃度低下の勾配はさらに急になり、76処理土壌と77処理土壌の濃度差が大きかった。推定値から求めた全量に対する溶出率は期間中に76処理土壌では処理 1 (3) - 7.5 → 9.7%, 処理 2 (3) - 4.7 → 4.4%, 処理 3 (3) - 4.5 → 3.1%, 処理 4 (3) - 5.1 → 3.7%, 77処理土壌では処理 1 (3) - 11.8 → 10.1%, 処理 2

(3) - 6.0 → 4.5%, 処理 3 (3) - 6.3 → 4.2%, 処理 4 (3) - 7.3 → 4.7% と変化した。各処理土壌で 76 処理土壌より 77 処理土壌はいくらか溶出率は高い値となり、処理 2 (3) ~ 4 (3) では経時的に低下した。76, 77 処理土壌ともに処理 1 (3) の値が高く、処理 2 (3) ~ 4 (3) では処理間の差は認められなかった。

不溶態は処理 1 (3) では濃度のばらつきが大きかったが、76 処理土壌、77 処理土壌ともに期間中に濃度は上昇する傾向がみられた。処理 2 (3), 処理 3 (3) では 77 処理土壌より 76 処理土壌の濃度が高く、経時的に濃度は上昇した。処理 4 (3) では 76, 77 処理土壌の濃度差が小さく、濃度変化は小さいが経時的に低下した。推定値から求めた全量に対する不溶態の割合は期間中に 76 処理土壌では処理 1 (3) - 70.3 → 76.7%, 処理 2 (3) - 67.4 → 71.8%, 処理 3 (3) - 69.1 → 72.8%, 処理 4 (3) - 67.2 → 69.1%, 77 処理土壌では処理 1 (3) - 77.1 → 78.5%, 処理 2 (3) - 63.9 → 66.8%, 処理 3 (3) - 60.6 → 64.7%, 処理 4 (3) - 59.7 → 62.4% と変化した。全量に対する不溶態の割合は 76, 77 処理土壌ともに処理 1 (3) の値が高く、すべての処理区で経時的に不溶態化が進む傾向にあり、77 処理土壌より 76 処理土壌でその傾向が強かった。

h) 土壌 pH の変化

実験 3 で使用した土壌の pH (H₂O) 値の経時変化を図 3 - 2 - 3 に示した。

76 処理土壌、77 処理土壌ともに各処理区で土壌採取時期によって測定値に変動があり、経時変化における明らかな傾向は認められなかった。ほとんどの測定値が 6.0 ~ 6.5 の範囲に集中し処理間差は小さかったが、76 処理土壌より 77 処理土壌で低く、濃度が高い処理区ほど低くなった。

二) 土壌中 K, Ca, Mg 濃度変化

実験 1 において、土壌中の Cu 濃度 (0.1N 塩酸可溶) に対する置換性 (1N 酢酸アンモニウム (pH 7.0) 可溶) の K, Ca, Mg 濃度変化を図 3 - 2 - 4 に示した。

土壌 Cu 濃度が 30 ppm までの処理区では 3 元素ともに経時的に濃度は上昇し、K > Ca > Mg の順にその傾向がみられた。

K は 4 月から 7 月の測定時においてはすべての処理区で Cu 処理の影響は認められなかったが、その後、高濃度処理区では無処理、低濃度処理区より低い値となった。

Ca と Mg はほぼ同様の濃度変化を示し、4, 5 月には処理 1 (1), 2 (1) に比べ、処理 3 (1)

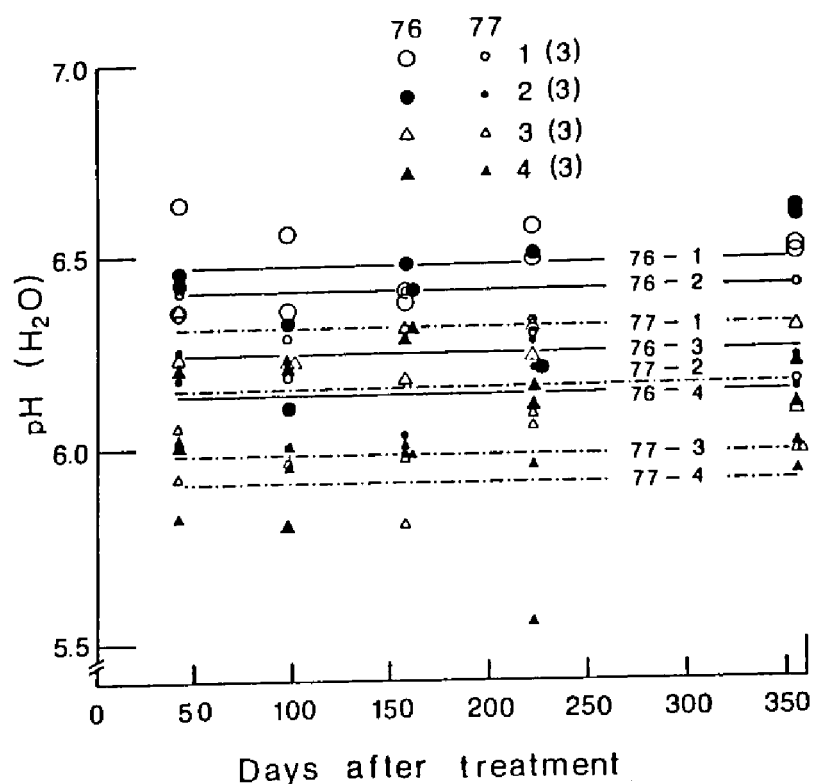


図3-2-3 土壌pH(H₂O)の経時変化(実験3)

～5(1)で濃度が低くなり、濃度が高い処理区ほど低下した。その後、生育期後半にかけてさらに濃度差は大きくなった。

わ)土壌Cu条件についての考察

本実験結果から、それぞれの実験の栽培期間中の土壌Cu濃度(0.1N塩酸抽出)は、Cu添加を行っていない処理1(1), (2), (3)では10ppmまで、処理2(1), (2), (3)ではほぼ30～50ppmの範囲にあり、実験1の処理3(1)と実験3の76処理土壌の処理3(3)で90ppm前後、実験1の処理4(1), 5(1)と実験2の処理3(2), 4(2)と実験3の処理4(3), 77処理土壌の処理(3)では100ppmを超える値となった。土壌Cu濃度は経時的に変化し、高濃度処理区で低下が著しく、低濃度処理区では緩慢な低下を示した。無処理区では変化が小さいが、おそらく不定期に行われた灌水、施肥(実験1)や、雨水、粉じん、他の樹木の落葉落枝など自然状態でのCuの混入によって濃度がいくらか上昇する傾向がみられた。新規に土壌を

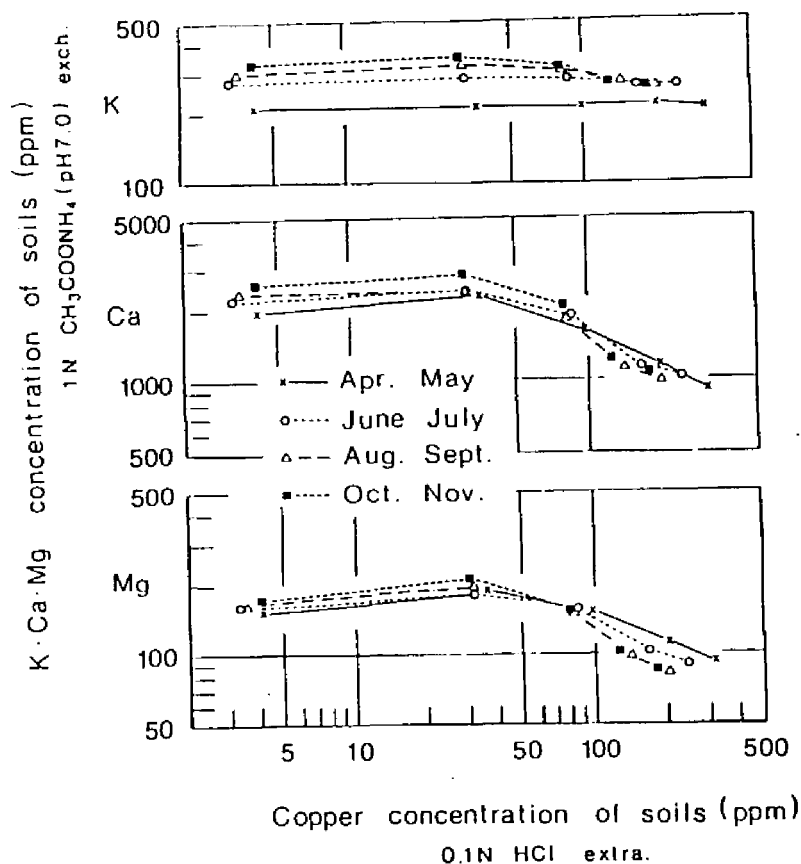


図3-2-4 土壤中 K, Ca, Mg濃度変化に及ぼすCuの影響

土壤Cu濃度は処理1(1)–3.60ppm, 処理2(1)–31.6ppm, 処理3(1)–81.1ppm, 処理4(1)–148ppm, 処理5(1)–217ppmである

準備しCu処理を施した実験1のものに比べ、前年度処理土壤を半量混ぜた土壤を使用した実験2, 実験3では濃度低下の勾配が緩く、連年処理を繰り返すことによって、また時間の経過とともに濃度変化が小さくなる傾向がみられた。

土壤中ミネラルの可給態量については、すべてのミネラルと植物に適應できる分析法が確立されているわけではない。植物の生育、収量、ならびに要素吸収量、含有率との間により高い相関がみられる酸、塩、アルカリ類もしくはその複合した抽出剤が用いられている(渡辺ら, 1988)。土壤中のCuの分析法については、昭和45年に「農用地の土壤の汚染防止等に関する法律」が制定され、翌年、農林水産技術会議事務局(1972a, b, c, d)は「土壤および作物体中の重金属の分析法」をとりまとめた。昭和47年10月の「農用地土壤

汚染対策地域の指定要件に係る銅の量の検出の方法を定める総理府令」(総理府, 1972) によって汚染防止対策地域の指定要件として, 土壤に含まれるCuの量が, 0.1N塩酸抽出法により測定して, 125ppm以上含まれている地域(水田に限る。)を対象とすることが決定され, Cu量については0.1N塩酸抽出のものが一般的な表示法として広く用いられるようになった。

その後, 水稻の減収開始点の土壤Cu濃度(0.1N塩酸抽出)に基づいて設定された(環境庁土壤農薬課, 1973) 125ppmという数値の意味や分析方法などについて, いくつかの問題点が指摘されている。すなわち, 平田(1974)は既往の重金属汚染による農作物の被害に関する研究について総括して, Cuについては実際の障害は125ppmよりもっと低い濃度から起こり, 畑作物の場合ではさらに低い濃度から減収になると報告している。分析法についても, 渡辺ら(1988)は「今までに行われた作物にとって有効な土壤中の養分量の測定法に関する研究の大部分は, 作物の生育に必要な多量要素に関したものであり, 微量元素についての研究例はまだ極めて限られる。近年, 土壤中の公害微量元素の可給態量の抽出分析法についての研究が増加しているが, 生育障害の発生レベルや収量低下に主眼が置かれている公害元素の分析に, 原理的にみると, 生育の増大に重点がおかれたこれまでの多量要素について行われてきた考え方をほとんどそのまま踏襲している」と指摘し, 実際, ニッケルとコバルト添加した土壤において水稻とルーサンを栽培し, 作物体中の濃度と0.1N塩酸, 0.01N塩酸, 1N酢酸アンモニウム(pH7.0), 0.005M塩化カルシウム, 2.5%酢酸による土壤抽出液中濃度を比較した結果, 特にニッケルについては1N酢酸アンモニウム浸出液濃度との関連が最も高かった事例(渡辺ら, 1979)を報告している。

一方, 土壤についてもその土性の違いによって抽出量は異なる。水野は(1976)は土壤Cu濃度が高い場合でも土壤によっては0.1N塩酸抽出によって抽出溶液のpHが増大し, Cuが抽出されないことを報告し, 農林水産技術会議(1976b)は汚染地域を中心に各地で採取した土壤を用いて, 過塩素酸, 0.1N塩酸, 1N酢酸アンモニウム(pH4.5), 0.05N塩化カリウム(pH4.5)による分析結果を検討し, 0.1N塩酸の溶出率は30~58%, 1N酢酸アンモニウム(pH4.5)では12~35%, 0.05N塩化カリウム(pH4.5)では5~35%となる実験結果を示している。また, 日向(1981a, b)は現在土壤分析に使われている各種の分析法を用いて, ブドウ園土壤の土壤中蓄積Cuの形態の経時変化を調べ, 土壤中の全Cu量(過塩素酸可溶)に対するキレート態(EDTA可溶), 希酸可溶態(0.1N塩酸可溶), 置換態(1N酢酸アンモニウムpH7.0可溶)Cu量の割合はCu添加後キレート態Cu量は経年的に増加するが, 植物に吸

収されると思われる希酸可溶態あるいは置換態Cu量は減少し、特に希酸可溶態Cu量の減少は著しいと報告し、各土壌形態によって経時的に濃度が変化することを明らかにした。

本実験では可給態量の分析によく使われる0.1N塩酸と1N酢酸アンモニウム (pH7.0) 抽出法と混酸による全量分析法を用いて栽培土壌の分析を行い、各分析法の濃度比較を行った。その結果、土壌の0.1N塩酸の溶出率は20~40%となり、土壌濃度が高い処理区で溶出率がやや高い傾向がみられた。栽培期間中に土壌Cuの全量はほとんど変化しないが、0.1N塩酸抽出分と1N酢酸アンモニウム抽出によるCu量は経時的に濃度が低下し、低下の度合は1N酢酸アンモニウムによって抽出されたものの方が大きい傾向がみられた。濃度低下の傾向は日向 (1981a, b) との相違がみられるが、その一因として土壌の性質の違いが考えられた。しかし、本実験で用いたそれぞれの土壌の0.1N塩酸と1N酢酸アンモニウム (pH7.0) による分析結果については、無処理土壌 (0.1N塩酸抽出濃度にして10ppm前後までの低濃度Cu土壌の分析値を除けば、両抽出量の間には両対数グラフで直線の関係が得られ (図3-2-5) ,

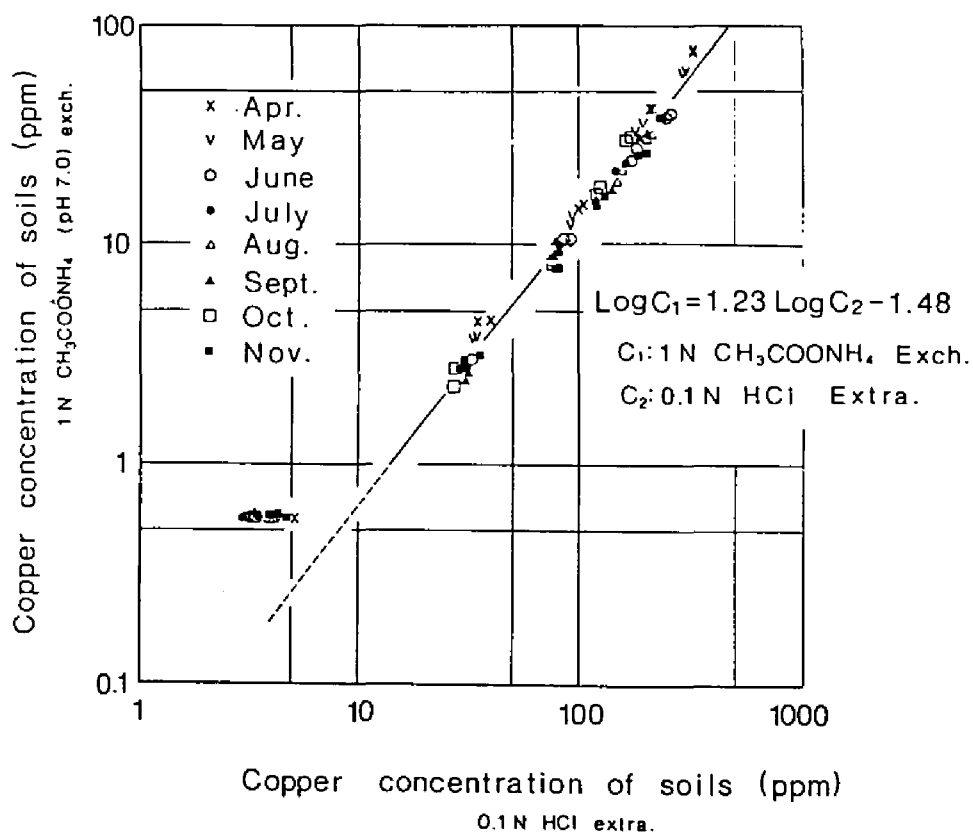


図3-2-5 0.1N塩酸抽出と1N酢酸アンモニウム(pH 7.0)置換による土壌Cu濃度の比較

土壌条件が均一で比較的短期の試験の場合には両者の関係を求めておけば、この2つの抽出法ともに土壌環境中のCu量の表示法として有効な方法と考えられた。さらに、植物にとってCu量が有効な成分として働く微量の土壌Cu濃度の分析には抽出量の多い0.1N塩酸による抽出法がより優れているものと思われた。

渡辺ら(1988)は「公害元素が研究対象の場合では、多くは非汚染土壌に公害元素を微量濃度添加したポット栽培を行うが、添加元素の土壌中におけるエージングの問題があり、添加元素が土壌中で平衡状態に到達するまでにはかなりの長時間を要する。このことは、添加ポット栽培実験において好結果が得られた微量元素の可給態抽出法が、そのままの形で現地の土壌に適用できがたい」としている。この点については、本実験では、実験中の濃度変化を考慮して、添加量を明らかにするとともに、栽培実験期間中の濃度変化を表示し、栽培期間の1/2のCu濃度推定値をもって表現することにした。

このように0.1N塩酸抽出法は以前から土壌中の可給態養分の定量法として、簡便なことから実用的な方法として広く用いられてきたが、土壌の物理、化学性、たとえば土壌pH、腐植の有無、あるいは植物種によっても微量元素の可給態養分は異なることが予測され、植物にとって利用可能な、植物に対する生長への影響を的確に表す土壌中重金属量の分析法については今後さらに検討が必要と思われた。

第4章 クロマツ稚苗の生長に及ぼす影響

4-1 当年生苗の生長の季節変化

1) 発芽率と当年生苗の枯死現象

播種後1カ月間の各処理段階における実地（畑地）発芽率（以下発芽率とする）と転倒率の経時変化を図4-1-1に示した。

Cu処理を施していない処理1(1)では、発芽個体は播種後1週間前後で地表面へ現れ始めた。発芽はそれから10日間をピークに約1カ月続き、1カ月目の発芽率は75%以上となった。

Cu処理の影響は発芽時期の遅れとして現れ、播種後8日目には処理1(1)より、処理2(1)～5(1)の各Cu処理区で発芽率の低下がみられ、さらに11日目には低濃度処理区より高

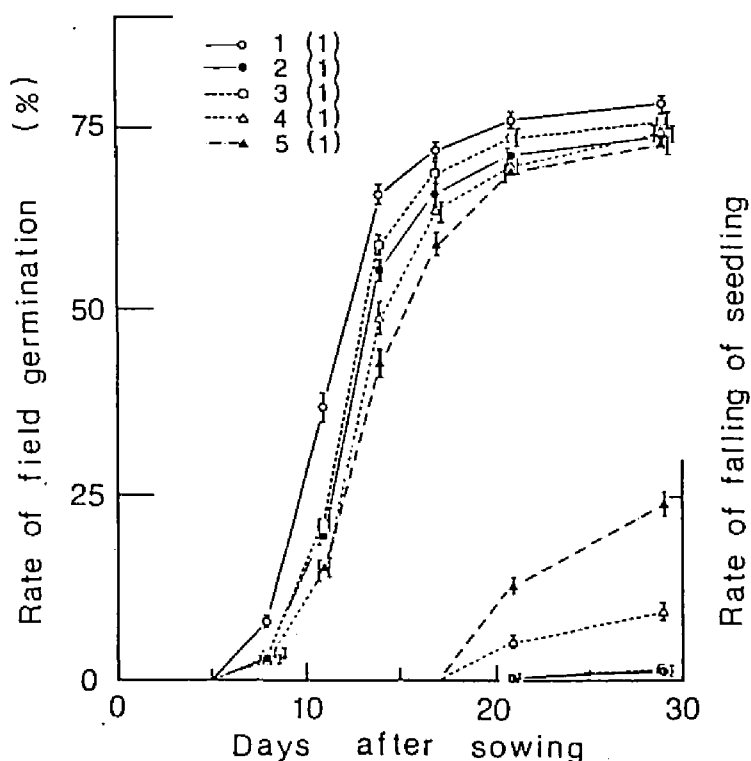


図4-1-1 発芽率と苗の転倒率の経時変化

平均値±標準誤差 (N=35)

濃度処理区で低下が明らかになった。14日目の5月16日の発芽率を発芽勢と考えれば、処理1(1)＝65.6%、処理2(1)＝55.4%、処理3(1)＝58.9%、処理4(1)＝49.0%、処理5(1)＝42.9%となり、無処理、低濃度処理、高濃度処理の発芽勢の違いは明らかであった。しかし、低濃度処理区および高濃度処理区ではその後も発芽が続き、1カ月目には各処理区で発芽率は75%前後となり、処理1(1)との差はほとんど認められなかった。クロマツは、この程度の処理濃度範囲では、発芽時期に遅れがみられても試験(理論)発芽率(東京大学農学部林学科、1956)へのCuの影響は小さかったものと思われる。

播種後3週間前後から処理4(1)、5(1)では苗の転倒が始まり、29日目の5月31日には発芽個体のうち処理4(1)で13.0%、処理5(1)で33.2%の苗が転倒し、処理5(1)ではさらに増加する傾向がみられた。この転倒苗は土壌Cu濃度が100ppmを超える高濃度処理区で集中的に現れ、処理1(1)～3(1)ではほとんどみられなかった。転倒苗は地上部に対し根の発達が悪く、根が地上部の重量を支えきれずに転倒したもので、根は地表面から持ち上がり、転倒後根の乾燥とともに枯死していく危険性を有していた。そこでこれらの苗は引続き生長は期待できないものとして除外すると、播種後1カ月の時点で今後も生存し続ける可能性を持った苗は処理1(1)＝76.4%、処理2(1)＝73.0%、処理3(1)＝74.0%、処理4(1)＝64.4%、処理5(1)＝48.4%となり、無処理区と低濃度処理区では差は認められなかったが、これらの処理区に比べ高濃度処理区では発芽後早い時期から個体数の減少が著しかった。

当年生苗の発芽時以外の枯死現象は、盛夏と冬期に高濃度処理区を中心に観察された。しかし、その個体数は少なかった。夏期の枯死現象は地表付近の土壌の乾燥によって、植物体内の水分条件が悪化することが主たる原因と考えられ、冬期のものは霜柱で根が持ち上げられ、根の乾燥とともに枯死していったもので、ともに根の生長が極端に悪い個体において発生した。

ロ) 苗の外部形態の変化

種子から発芽した当年生木本植物はそれぞれの生育段階で各器官の形成に伴い、形態的に変化し、その発達段階で過剰Cuの影響と思われるいくつかの現象が認められた。次に当年生クロマツの生長パターンとCuの影響に伴う観察に基づく外部形態の変化について、その概略を述べよう。

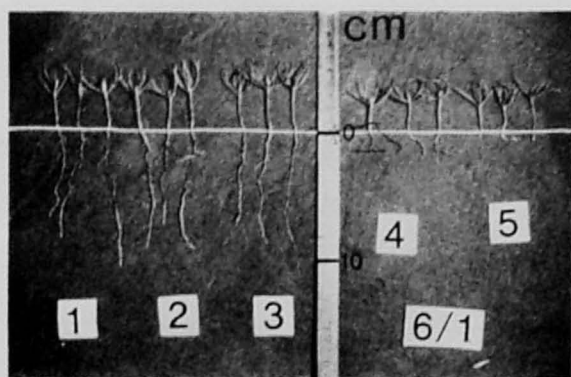
* 6 月（播種後 1 カ月）： 地上部については Cu 処理の影響はほとんど認められなかったが、高濃度処理区（処理 5 (1)）では発芽時期の遅れから各器官の発達に遅れが目立った。葉は大部分が子葉であり、子葉は種皮を落とした直後で上方を向いた個体が多く、その間から初生葉がみられた。胚軸はすべての個体で緑色を呈し木化は進んでいない。根は無処理および低濃度処理区では形態的な違いは認められなかったが、高濃度処理区の伸長は著しく阻害され、側根はみられず個体によっては先端が黒色化しているものもあった。

* 7 月： 胚軸の木化は無処理および低濃度処理区で終了したが、処理 5 (1)ではまだ半数の個体は緑色であった。無処理および低濃度処理区では上胚軸の形成に伴い伸長生長が盛んで、初生葉の展開も活発化した。しかし、高濃度処理区ではまだ葉量に占める子葉の割合が高かった。根は無処理および低濃度処理区では伸長が盛んで、側根も増えしっかりした根が形成されてきた。高濃度処理苗の根の伸長は遅れ、形成された主根あるいは側根の先端部の白根は太かった。

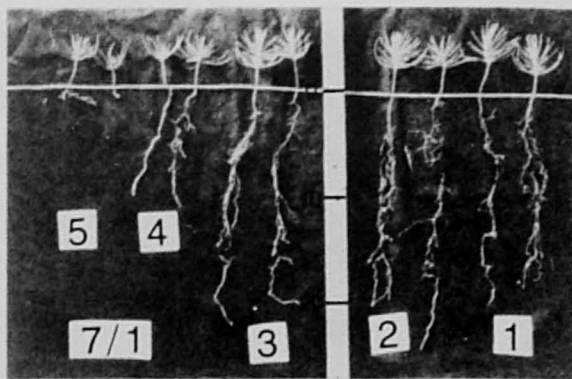
* 8 月： 無処理区と低濃度処理区の違いがいくらか認められるようになってきた。地上部においては上胚軸の伸長生長の違い、それに伴い葉量にも差が認められるようになり、子葉の落葉は低濃度処理区を中心に観察され、普通葉の形成は無処理区から始まった。根の生長は地上部への影響とは逆に、無処理より低濃度処理区の方が優れ、側根の発達も著しかった。高濃度処理区の地上部では胚軸が湾曲したものがみられた。根は地際下ですぐに分岐する形態の側根を出しているものが多く、先端部の白根は太く短く、その他の部分は無処理および低濃度処理区と比較して全体に黒ずんでいた。処理 2 (1)～4 (1)を中心に外生菌根がみられた。

* 9 月： 無処理および低濃度処理区では普通葉を形成している苗が目立ち始め、特に処理 1 (1)では初生葉を凌ぐ長さのものもみられた。子葉は処理 1 (1)～4 (1)でほとんど枯れ、初生葉の枯葉もみられるようになってきた。芽の形成が個体により始まった。根は低濃度処理区を中心に発達が著しく、処理 4 (1)でも発芽初期の生長阻害から回復し無処理区と変わらないほどに根量は増加した。

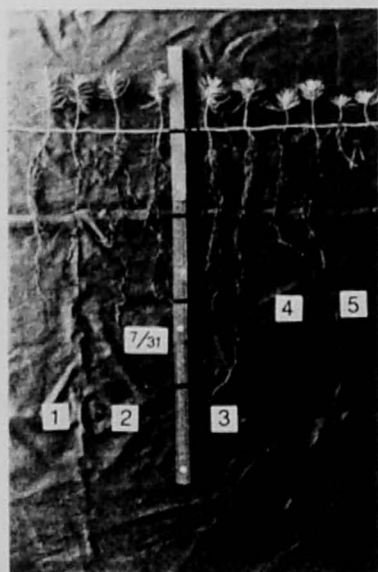
* 10 月： 無処理区の普通葉はほとんどの個体で形成され、伸長が著しかった。低濃度および高濃度処理区でも形成は始まっているが、無処理区に比べて葉長は短く、形成されていない個体も多くみられた。初生葉の枯葉はすべての処理区で増加した。芽は無処理区および低濃度処理区では半数以上の個体で形成されたが、処理 5 (1)ではほとんど形成されていなかった。



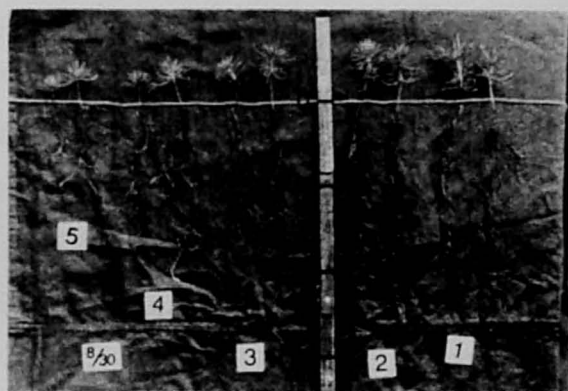
June



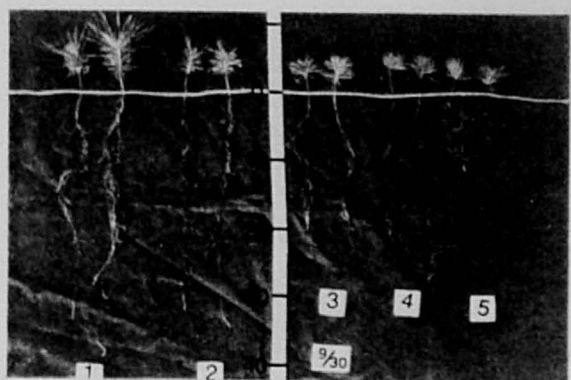
July



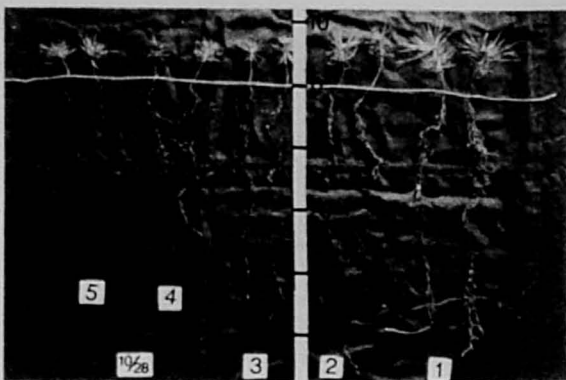
August



September



October



November

図 4 - 1 - 2 過剰のCuを添加した当年生クロマツ苗の生長の季節変化

*11月： 無処理の苗は10月に比べてさらに大きくなり，ほぼ生長が止まった低濃度処理苗との生長差が大きくなった。高濃度処理区では根の生長の回復により個体はしっかりしてきたが，無処理および低濃度処理苗と比較して，地上部，根ともに形態的な違いは明らかであった。葉はすべての処理区で赤みを帯び始め，初生葉の枯葉量はさらに増加した（図4-1-2）。

これらの変化を苗の部分ごとの測定結果をもとに，各器官の形態変化について議論を進めることにする。

h) 葉の形態変化

クロマツ稚苗の葉の形態は子葉，初生葉，普通葉に分けられ，当年生苗はこの3つの形態が順次形成，発達する。

表4-1-1は各Cu処理段階における1個体あたりに形成される子葉数と8月から10月の生存子葉数を示した。ここで個体あたりの子葉数は8月と9月の測定の生存子葉数に，胚軸に残された落葉後の子葉の痕跡を加えた子葉総数の平均値である。

子葉数は処理間の違いはみられず，個体あたり4～10枚，平均的には7枚弱となった。7月初めの測定時には枯葉は観察されなかったが，すべての処理区で7月中に子葉が枯れ始めた。処理1(1)では8月の測定時には全体の1/4の子葉が枯れ，8月中に枯葉は増加し，9月の測定時には生存子葉は激減し，10月にはほとんどなくなった。低濃度処理区で

表4-1-1 子葉数と生存子葉数に及ぼすCuの影響

		(means ± S.E.)				
Treatment		1(1)	2(1)	3(1)	4(1)	5(1)
Cu concentration of soils(ppm)		3.60	31.6	81.1	148	217
Average number of cotyledons per plant		6.78 ± 0.11	6.65 ± 0.11	6.55 ± 0.13	6.68 ± 0.11	6.52 ± 0.10
Average number of cotyledons survived per plant	Aug.	4.90 ± 0.40	2.40 ± 0.52	2.87 ± 0.52	4.77 ± 0.47	5.80 ± 0.29
	Sept.	1.10 ± 0.32	0.73 ± 0.29	0.03 ± 0.03	0.90 ± 0.35	3.73 ± 0.50
	Oct.	0.73 ± 0.22	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	1.00 ± 0.33

子葉数の平均値は8月と9月に測定した生存子葉数と胚軸上に残された落葉後の子葉の痕跡を加えた子葉総数である(N=60)。8，9，10月の生存子葉数の測定に使用した苗本数は各処理区で30本である。

は、8月の測定時に処理2(1)および処理3(1)の子葉の半数以上が枯れ、9月にはほとんどなくなった。高濃度処理区の処理4(1)では低濃度処理区に比べて子葉が枯れる時期が遅れる傾向がみられたが、10月には生存子葉はほとんどみられなかった。処理5(1)ではさらに遅れる傾向にあり、9月測定時には半数以上の子葉が生存していたが、10月には生存子葉はほとんどなくなった。このように子葉はすべての処理区で1年目にほとんど枯れ、枯葉は低濃度処理区を中心に増加することが明らかになった。

図4-1-3は6月と7月の測定時の各Cu処理段階における個体の最長の子葉および初生葉長を比較したものである。

無処理区の子葉は6月から7月にかけて伸長したが、その増加量は小さかった。処理2(1)~4(1)では6月の子葉長は無処理区との差は認められず、7月には処理3(1)、4(1)

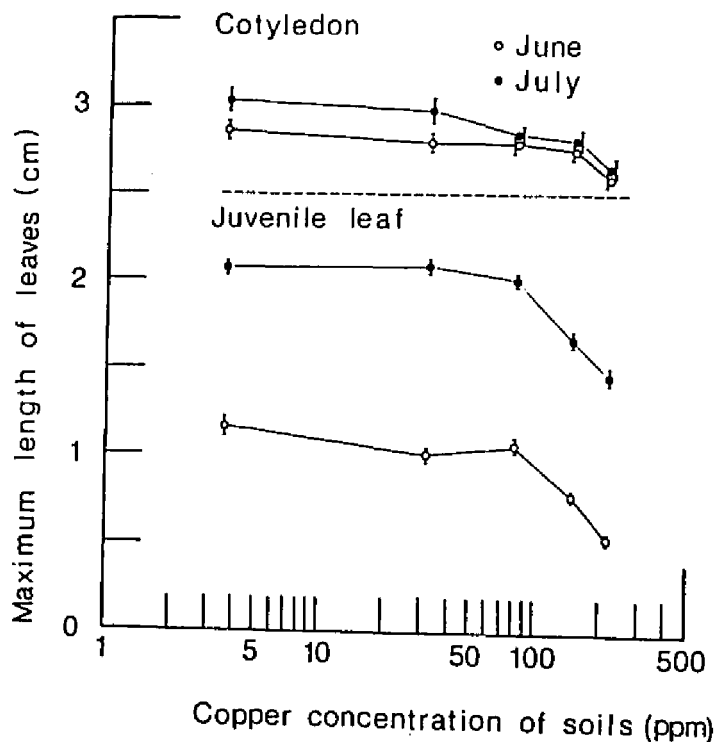


図4-1-3 発芽直後の苗個体の子葉および初生葉長の最大値に及ぼすCuの影響
 平均値±標準誤差(6月 N=50, 7月 N=40)
 土壌Cu濃度は処理1(1)-3.60ppm, 処理2(1)-31.6ppm, 処理3(1)-81.1ppm, 処理4(1)-148ppm, 処理5(1)-217ppmである

でわずかに伸長が抑制された。処理5(1)では処理1(1)～4(1)より、6月にやや短く、7月においても同様の傾向がみられた。しかし、子葉長はすべての処理区で6月と7月に2.5～3cmの範囲に入り、子葉長に及ぼすCu処理の影響は小さいものと思われた。

初生葉は、無処理区では6月から7月にかけて約2倍に伸長生長した。低濃度処理区では、6、7月ともに、無処理区との差はなかったが、高濃度処理区ではこれらの処理区に比べ伸長が抑制され、処理5(1)では処理4(1)より短かった。このようにCu処理の影響は、子葉より初生葉の伸長に顕著に現れた。

表4-1-2は6月から11月にかけて測定した個体あたりの子葉、初生葉、普通葉の枚数と、それぞれの葉の長さを示している。

子葉については、その数量、長さともに前述の結果とほぼ同様の傾向がみられた。

無処理区の初生葉数は6月から9月にかけて増加し、その後は個体あたり80枚近くで一定となった。しかし、前述のように8月頃から初生葉の枯葉も観察されているため、個体によっては秋以降も新しい初生葉が生産されている可能性が考えられた。初生葉は6月から7月にかけて伸長生長し、個体平均で1.7cm前後となり、その後の変化は少なかった。

低濃度処理区では、6月と7月の初生葉数は無処理区との差はなかった。しかし、初生葉においても低濃度処理区を中心に枯葉が増加したため、処理3(1)では夏以降無処理区より初生葉数は少なくなり、処理2(1)でも11月測定時には少なくなった。高濃度処理区では発芽直後の6月より無処理区および低濃度処理区より初生葉数は少なかった。その後、増加がみられたが、葉量が最大となる時期は遅れ、その時の初生葉数は少なかった。10月から11月にかけて、処理4(1)では枯葉が増加し、葉量は減少したが、処理5(1)ではほとんど変化がみられなかった。

8月頃より形成される普通葉については、枚数、長さともに変動が大きく処理間の比較は難しかった。しかし、一般にCu濃度が高い処理区ほど普通葉の形成時期が遅れ、形成枚数は少なく、葉長は短くなる傾向がみられた。

二) 根の形態変化

図4-1-4は最長の根を延ばした状態で測定した、根の伸長生長の季節変化を示している。

Cu処理を施していない当年生クロマツ苗では、発芽直後から根の長さは急速に増加し、7、8月に一時的に増加速度は衰えるが、9月以降再び盛んになった。

表 4 - 1 - 2 子葉, 初生葉, 普通葉の長さと枚数に及ぼすCuの影響

(means \pm S.E.)

Treatment	June	July	Aug.	Sept.	Oct.	Nov.
Average number of cotyledons per plant	1(1) 6.8 2(1) 7.2 3(1) 6.2 4(1) 7.0 5(1) 7.2	6.8 6.6 6.8 7.0 6.4	6.3 3.7 5.3 6.0 5.3	1.3 1.0 0.0 0.0 1.7	0.5 0.0 0.0 1.0 0.0	0.0 1.5 0.0 0.0 0.0
Average length of cotyledons per plant (cm)	1(1) 2.96 \pm 0.08 2(1) 2.87 \pm 0.08 3(1) 2.75 \pm 0.06 4(1) 2.73 \pm 0.05 5(1) 2.61 \pm 0.05	2.88 \pm 0.06 2.87 \pm 0.05 2.76 \pm 0.09 2.92 \pm 0.09 2.84 \pm 0.10	2.31 \pm 0.05 3.02 \pm 0.12 2.79 \pm 0.15 2.58 \pm 0.08 2.16 \pm 0.06	2.66 \pm 0.08 3.03 \pm 0.05 ----- ----- 2.37 \pm 0.23	2.76 \pm 0.00 ----- ----- 2.33 \pm 0.05 -----	----- 2.90 \pm 0.05 ----- ----- -----
Average number of juvenile leaves per plant	1(1) 10.2 2(1) 8.2 3(1) 9.2 4(1) 6.8 5(1) 5.8	44.8 47.6 44.4 30.0 20.6	66.0 69.3 60.7 41.0 24.0	79.7 79.7 53.7 52.0 42.7	74.0 94.5 68.5 59.5 43.5	78.5 58.5 38.0 44.5 42.5
Average length of juvenile leaves per plant (cm)	1(1) 0.89 \pm 0.04 2(1) 0.82 \pm 0.05 3(1) 0.88 \pm 0.04 4(1) 0.55 \pm 0.04 5(1) 0.47 \pm 0.04	1.67 \pm 0.04 1.49 \pm 0.04 1.49 \pm 0.04 1.43 \pm 0.04 1.30 \pm 0.05	1.71 \pm 0.03 1.59 \pm 0.03 1.57 \pm 0.04 1.35 \pm 0.03 1.18 \pm 0.04	1.64 \pm 0.03 1.65 \pm 0.03 1.79 \pm 0.03 1.61 \pm 0.03 1.27 \pm 0.02	1.63 \pm 0.04 1.48 \pm 0.04 1.80 \pm 0.04 1.73 \pm 0.04 1.38 \pm 0.03	1.66 \pm 0.03 1.35 \pm 0.05 1.53 \pm 0.06 1.63 \pm 0.04 1.50 \pm 0.04
Average number of foliage leaves per plant	1(1) 0.0 2(1) 0.0 3(1) 0.0 4(1) 0.0 5(1) 0.0	0.0 0.0 0.0 0.0 0.0	3.3 3.3 0.3 1.3 0.0	10.3 3.7 6.7 3.7 3.0	13.5 7.5 4.5 6.5 2.5	14.5 14.5 8.0 7.0 7.0
Average length of foliage leaves per plant (cm)	1(1) ----- 2(1) ----- 3(1) ----- 4(1) ----- 5(1) -----	----- ----- ----- ----- -----	1.13 \pm 0.13 1.10 \pm 0.11 1.16 \pm 0.00 1.19 \pm 0.13 -----	1.65 \pm 0.11 1.03 \pm 0.11 1.46 \pm 0.09 1.04 \pm 0.14 1.08 \pm 0.17	4.51 \pm 0.13 3.22 \pm 0.12 1.79 \pm 0.13 2.30 \pm 0.24 1.89 \pm 0.24	4.80 \pm 0.11 2.43 \pm 0.10 1.22 \pm 0.09 1.61 \pm 0.17 2.28 \pm 0.24

各処理6, 7月は5本, 8, 9月は3本, 10, 11月は2本の試料を解体し, 各形態ごとにまとめて方眼紙上で写真撮影した。測定はその後, CH写真上で行った。そのため葉の枚数は個体ごとの区別ができないため平均値のみを示した。

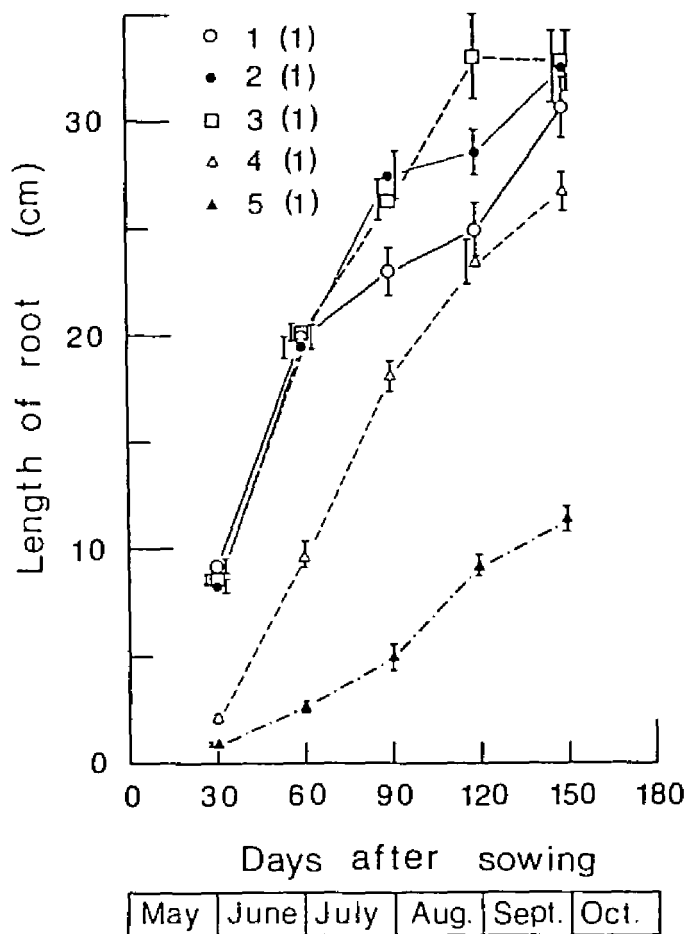


図 4 - 1 - 4 当年生苗の根の伸長量の季節変化

平均値±標準誤差 (6月 N=50, 7月 N=40, 8月~10月 N=30)

低濃度処理区では発芽後しばらくは無処理区との差はなかったが、夏以降無処理区より増加が著しかった。処理 2 (1) では、8 月中無処理区同様に増加が一時的に衰えた。処理 3 (1) では増加し続け、9 月の測定時にはすべての処理区の中で最長となった。高濃度処理区では発芽直後に根の伸長生長は著しく抑制され、6 月測定時には無処理区および低濃度処理区で根の長さは 8cm 前後であるのに対し、処理 4 (1) で 2cm 前後、処理 5 (1) では 1cm 前後であった。その後、処理 4 (1) では伸長が著しく、秋以降は無処理区との差が小さくなった。しかし、処理 5 (1) では根の長さは増加するものの、初期の生長阻害の影響が大きく、生育期間を通じて無処理区および低濃度処理区との差は明らかであった。

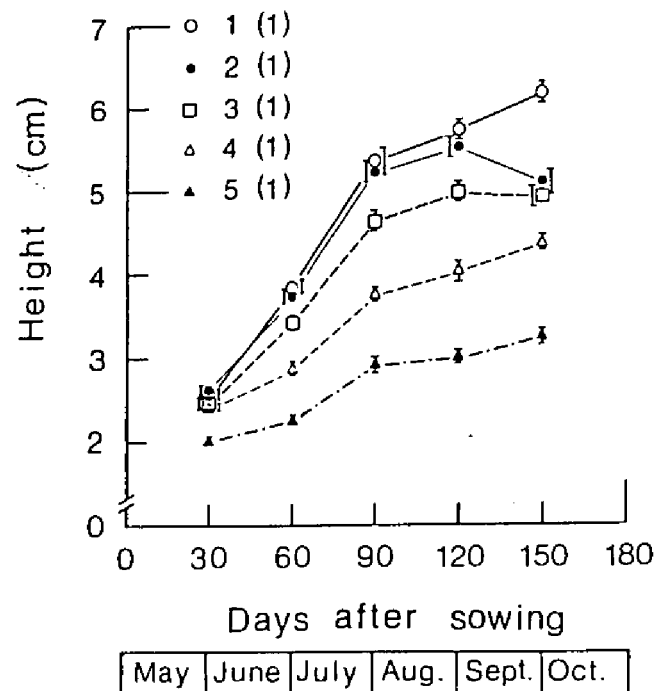


図 4 - 1 - 5 当年生苗の樹高生長の季節変化

平均値±標準誤差 (6月 N=50, 7月 N=40, 8月~10月 N=30)

ホ) 樹高、直径生長の変化

樹高生長の季節変化を図 4 - 1 - 5 に示した。

Cu処理を施していない当年生苗は播種後3カ月の7月中までは盛んに樹高は増加し、8月以降やや衰えるが、10月まで増加した。

低濃度処理区の処理2(1)の樹高生長は、生育期間前半には無処理区とほとんど変わらなかった。秋以降、生長が衰え、無処理区との生長差は明らかになった。処理3(1)では6月の測定時においては処理1(1)、2(1)との差はみられなかったが、7月以降これらの処理区との生長差がみられるようになった。高濃度処理区の処理4(1)では6月には無処理区および低濃度処理区と変わらない値を示したが、7月以降これらの処理区に比べ生長低下が明らかになった。処理5(1)では6月に処理1(1)~4(1)との生長差がみられ、この傾向は生育期間を通じて認められた。このように樹高生長に及ぼすCu処理の影響は、発芽間もない時期には低濃度処理区では認められなかったが、生育期間前半には明らかになり、Cu濃度が高い処理区ほど樹高は低くなった。

樹高は胚軸長，上胚軸長，芽長の合計値であり，各器官は生育期間中に順次形成され発達する。それぞれの器官の伸長生長の季節変化を図4-1-6に示した。

胚軸の長さは，すべての処理区において6月とその後の測定値に大きな差はみられず，発芽時に形成されてから生育期間中にほとんど伸長はみられなかった。6月から10月の測定値では処理1(1)～4(1)の処理間差が小さく，これらの処理区と比較して処理5(1)ではやや短かった。胚軸の長さに及ぼすCu処理の影響は小さいものと思われた。

Cu処理を施していない当年生苗の上胚軸は6月頃から形成され，6，7月中の伸長生長が盛んで，その後生長は鈍り，9月以降はほとんど停止した。低濃度処理区では7月の測

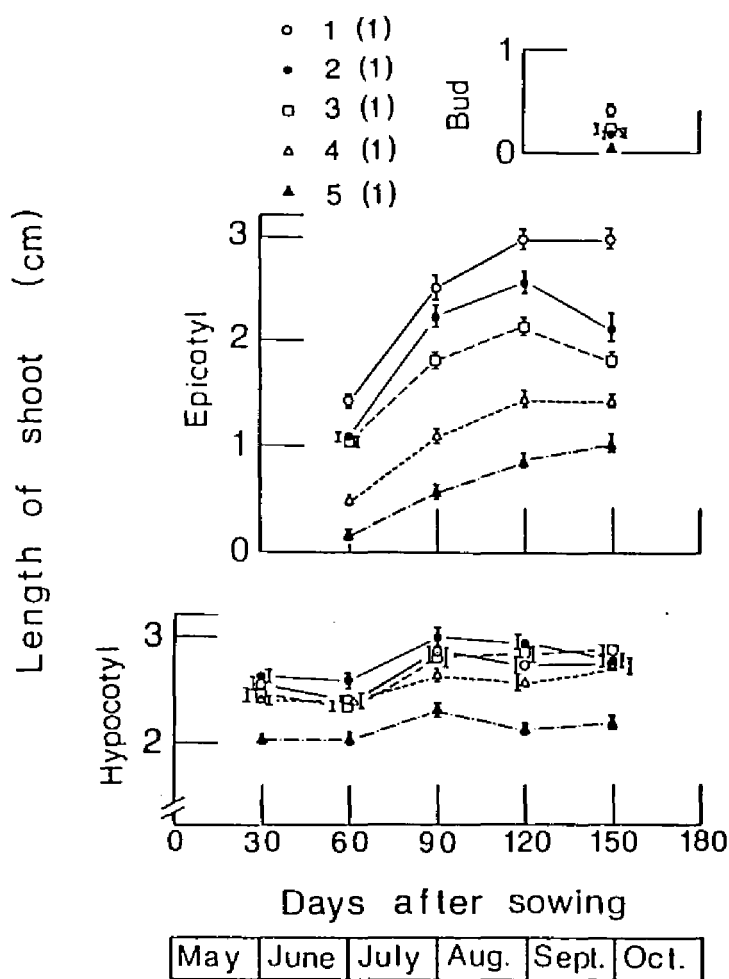


図4-1-6 当年生苗の胚軸，上胚軸，冬芽の伸長生長の季節変化

平均値±標準誤差 (6月 N=50, 7月 N=40, 8月～10月 N=30)

定時に、無処理よりやや短かった。高濃度処理区ではこれらの処理区に比べて短くなり、処理4(1)より処理5(1)で短かった。その後、低濃度処理区の処理2(1)と処理3(1)においても生長差がみられるようになり、Cu処理段階に応じた処理間差が明らかになった。

芽の形成は9月頃から無処理区および低濃度処理区を中心に認められるようになり、10月の測定時の形成率は処理1(1)－87%、処理2(1)－53%、処理3(1)－77%、処理4(1)－80%、処理5(1)－7%となった。形成率は、無処理区に比べ低濃度処理区で低く、処理5(1)では形成されている個体はわずかであった。芽の長さは、無処理より低濃度処理区、さらに高濃度処理区で短かった。

直径生長の季節変化を図4-1-7に示した。

無処理区の直径は生育期間を通じて増加し、盛夏に一時的にやや衰えるが、秋以降の増

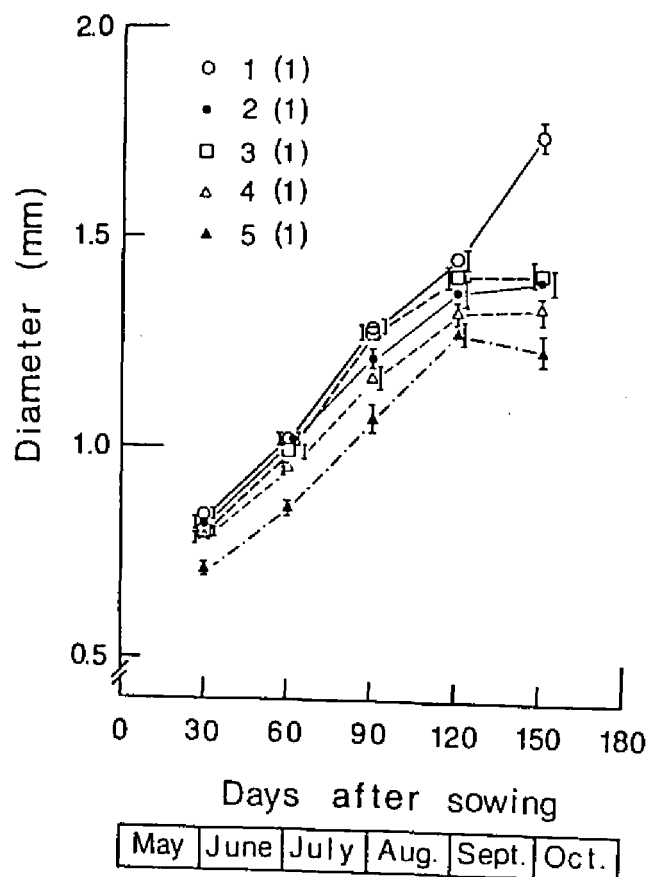


図4-1-7 当年生苗の直径生長の季節変化

平均値±標準誤差 (6月 N=50, 7月 N=40, 8月～10月 N=30)

加も大きかった。

低濃度処理区では9月測定時まで無処理区との大きな差はなかったが、9月以降生長は停止し、無処理区との生長差が明らかになった。高濃度処理区の処理4(1)では6月の測定時においては無処理区および低濃度処理区との生長差はみられなかった。7月以降の増加は低濃度処理区に比べやや小さかった。しかし、生育期間を通じてその差は小さかった。処理5(1)では6月に処理1(1)～4(1)より小さい値となった。この傾向は生育期間を通じて認められた。このように直径生長は樹高生長よりCuの影響が現れる時期が遅れ、処理間差が現れにくかった。

次に形状比(樹高/地際直径)の季節変化を図4-1-8に示した。

当年生クロマツの無処理苗の形状比は生育期間前半には上昇し、8月の測定時をピークに低下した。

低濃度処理区では、処理2(1)の形状比は無処理区と同様の季節変化を示し、生育期間を通じてほとんど無処理区との差がなかった。しかし、処理3(1)では無処理区より生育期間前半の上昇が小さく、形状比が最高になるときの値が小さく、後半の低下も小さかった。そして、10月には処理1(1)、処理2(1)との差がほとんどなくなった。高濃度処理区のう

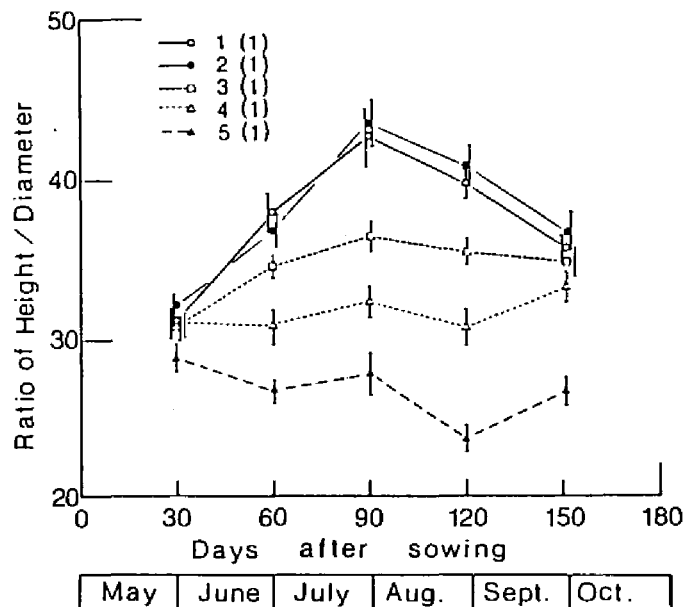


図4-1-8 当年生苗の形状比(樹高/地際直径)の季節変化

平均値±標準誤差(6月 N=50, 7月 N=40, 8月～10月 N=30)

ち処理4(1)では生育期間前半の形状比の上昇がほとんどみられず、処理5(1)では逆に低下し、9月の値が最低で、以降やや上昇するように見える。この変化は無処理および低濃度処理区と異なった。処理4(1)では、6月測定時には処理1(1)～3(1)との差がみられなかったが、7月から9月には無処理と低濃度処理区で形状比が高くなるので、それらに比べ低く、差が明らかとなった。しかし、生育期間後半には再び差が小さくなった。処理5(1)では生育期間後半においても他の処理区との差が明らかであった。このようにCu処理の影響として、当年生クロマツ苗の形状比は低下し、低濃度処理区の処理3(1)においてもこの傾向は明らかであった。

㏐) 乾重生長量の変化

当年生クロマツ苗の個体の生長曲線を図4-1-9に示した。

個体の乾重量は発芽後早い時期には種子の乾重量に比べて一時的に低下することが予想

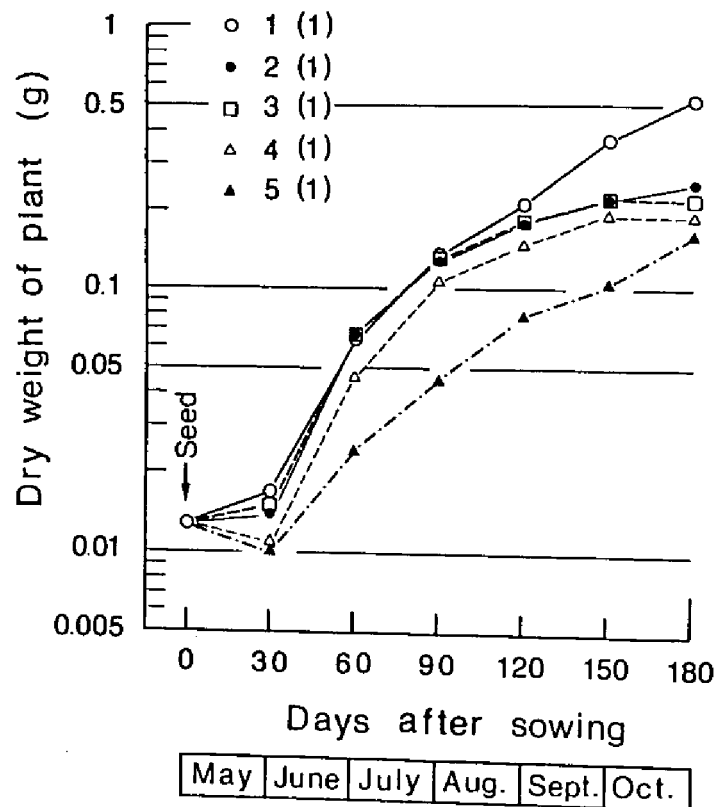


図4-1-9 当年生苗の個体重量の季節変化

される。しかし、本実験結果ではCu処理を施していない無処理区においては、6月測定時にすでに種子重量より高い値を示し、重量はその後も着実に増加し、夏期いくらか増加速度が衰えたが、秋以降の増加も大きかった。

低濃度処理区の処理2(1)と処理3(1)では生育期間を通じて両者の間には生長差はみられなかった。ともに播種後3カ月の8月測定時まで無処理区との差はなかったが、生育期間後半には生長低下が明らかとなった。高濃度処理区では6月測定時に無処理および低濃度処理区より重量が小さく、播種時の種子重量より小さい値となった。処理4(1)ではその後生長の回復が著しいが、生育期間を通じて無処理および低濃度処理区との生長差がみられた。処理5(1)では生育期間前半には発芽直後の生長阻害の影響が残り、その後回復するが処理1(1)～4(1)との生長差は生育期間と通じて明らかであった。

植物体各器官別の乾重量の変化を表4-1-3に示した。ここでは子葉、初生葉、普通葉をまとめて葉とし、枯葉は樹体についているものだけを測定している。

根の重量は播種後4カ月の9月測定時まで無処理区と低濃度処理区で大きな差はみられなかった。無処理区では秋以降の増加が大きく、低濃度処理区では小さいため、11月測定時には2倍近い重量差となった。高濃度処理区では発芽直後根の生長は著しく阻害され、無処理および低濃度処理区との生長差は明らかであった。処理4(1)ではその後増加が著しく、8月測定時には低濃度処理区と変わらない値となった。処理5(1)においても生長が回復する傾向がみられ、生育期間後半にかけての増加も大きかったが、発芽直後の生長低下の影響によって、生育期間を通じて処理1(1)～4(1)より小さい値となった。

葉量は6月から8月の測定値では無処理区と低濃度処理区ではほとんど差がなかった。9月以降、無処理区では生育期間後半にかけて大きく増加するのに対し、低濃度処理区の増加量は少なく、11月にはむしろやや減少して、無処理区との差が明らかになった。高濃度処理区では6月測定時に無処理区および低濃度処理区より葉量は少なかった。7月以降は処理4(1)より処理5(1)でさらに少なくなった。この傾向は生育期間後半までみられたが、処理4(1)では10月から11月にかけて葉量は減少し、11月測定時には処理5(1)より少なくなった。

枯葉は無処理区では7月中にみられるようになり、9月の測定時に増加し、10月は変わらず、11月に再び増加した。前半の枯葉量の増加は主に子葉が枯れ、後半のものは初生葉が枯れたものである。低濃度処理区では8月に無処理区より枯葉量は多く、その後も同様の傾向がみられた。処理3(1)は8月に処理2(1)より枯葉量は多く、その後も増加し続け、

表 4 - 1 - 3 当年生苗の器官別重量の季節変化

		(g)					
Part	Treatment	June	July	Aug.	Sept.	Oct.	Nov.
Root	1(1)	0.0041	0.0153	0.0379	0.0592	0.1119	0.1826
	2(1)	0.0030	0.0153	0.0398	0.0588	0.0788	0.1055
	3(1)	0.0036	0.0169	0.0413	0.0657	0.0888	0.0988
	4(1)	0.0012	0.0105	0.0375	0.0577	0.0762	0.0931
	5(1)	0.0008	0.0025	0.0100	0.0250	0.0398	0.0649
Hypocotyl	1(1)	0.0031	0.0053	0.0110	0.0145	0.0229	0.0306
	2(1)	0.0026	0.0064	0.0106	0.0142	0.0159	0.0188
	3(1)	0.0029	0.0059	0.0110	0.0145	0.0177	0.0167
	4(1)	0.0028	0.0053	0.0088	0.0110	0.0145	0.0148
	5(1)	0.0024	0.0038	0.0060	0.0082	0.0097	0.0145
Epicotyl	1(1)	---	0.0031	0.0088	0.0151	0.0223	0.0373
	2(1)	---	0.0031	0.0086	0.0129	0.0124	0.0166
	3(1)	---	0.0029	0.0074	0.0112	0.0125	0.0144
	4(1)	---	0.0013	0.0042	0.0066	0.0091	0.0103
	5(1)	---	0.0004	0.0013	0.0030	0.0040	0.0069
Bud	1(1)	---	---	---	---	0.0024	0.0046
	2(1)	---	---	---	---	0.0009	0.0020
	3(1)	---	---	---	---	0.0011	0.0011
	4(1)	---	---	---	---	0.0009	0.0009
	5(1)	---	---	---	---	0.0000	0.0001
Leaf (Cotyledon + Juvenile leaf + Foliage leaf)	1(1)	0.0098	0.0401	0.0782	0.1216	0.2112	0.2666
	2(1)	0.0078	0.0436	0.0706	0.0935	0.1136	0.1123
	3(1)	0.0088	0.0426	0.0713	0.0905	0.1034	0.0871
	4(1)	0.0071	0.0286	0.0564	0.0718	0.0900	0.0697
	5(1)	0.0070	0.0175	0.0271	0.0424	0.0522	0.0740
Dead leaf	1(1)	---	---	0.0017	0.0059	0.0059	0.0154
	2(1)	---	---	0.0036	0.0092	0.0121	0.0133
	3(1)	---	---	0.0044	0.0101	0.0173	0.0248
	4(1)	---	---	0.0019	0.0062	0.0101	0.0266
	5(1)	---	---	0.0005	0.0034	0.0061	0.0113

11月には2倍近くなった。高濃度処理区の処理4(1)では8月の枯葉量は無処理区と変わらなかったが、その後急激に増加し、11月にはすべての処理区で最も多かった。処理5(1)では7月中に枯葉はほとんどみられず、8月の測定時には処理1(1)～4(1)より少なかった。その後は急激に増加するが、11月においても処理1(1)～4(1)より少なかった。

胚軸量は9月測定時まで低濃度処理区と無処理区との差は認められなかった。しかし、無処理区では秋以降増加するのに対し、低濃度処理区の増加は小さく、差が明らかとなった。高濃度処理区の処理4(1)では6月には無処理区および低濃度処理区との差はなかったが、7月以降徐々にこれらの処理区より少なくなった。処理5(1)では6月に処理1(1)～4(1)より少なく、この傾向は生育期間を通じて変わらなかった。

上胚軸は6月中に形成され始め、低濃度処理区では7月測定時には無処理区との重量差がなかったが、8月以降無処理区より増加が小さく、差が明らかになった。高濃度処理区では7月に無処理区および低濃度処理区より少ない値となり、処理4(1)より処理5(1)で少なく、この傾向は生育期間を通じて認められた。Cuの影響は胚軸より上胚軸で顕著に現れた。

芽量は10月、11月測定時ともに、処理濃度が高い処理区ほど少なかった。

次に各測定時における当年生苗のT/R比（地上部乾重量／根乾重量）とC/F比（非同化器官乾重量／同化器官乾重量）を図4-1-10と図4-1-11に示した。

T/R比は、6、7月の値が高く、生育期間後半に向けて徐々に低下する傾向がみられた。

Cu処理区においては、低濃度処理区は無処理区とほぼ同様の季節変化を示した。6、7月には無処理区との差はみられなかったが、8月以降はやや低い値となった。処理2(1)より処理3(1)で低かった。高濃度処理区では6月の値が特に高く、7、8月にかけて大きく低下し、その後は生育期間後半まで徐々に低下した。処理4(1)では6月に処理1(1)～3(1)より高い値となったが、7月には差がなくなり、8月以降やや低くなった。処理5(1)では6月から8月には処理1(1)～4(1)より高かった。9月以降無処理区より低くなり、処理2(1)～4(1)との差がなくなった。

このようにT/R比はCu処理の影響として低下する傾向がみられ、Cu処理苗では根の割合が高かった。しかし、発芽直後に根の生長が著しく阻害された高濃度処理区では異常に高い値となり、生育期間半ばまでこの影響がみられた。

Cuを施していない苗のC/F比は、6月から7月にやや低くなり、その後は生育期間後

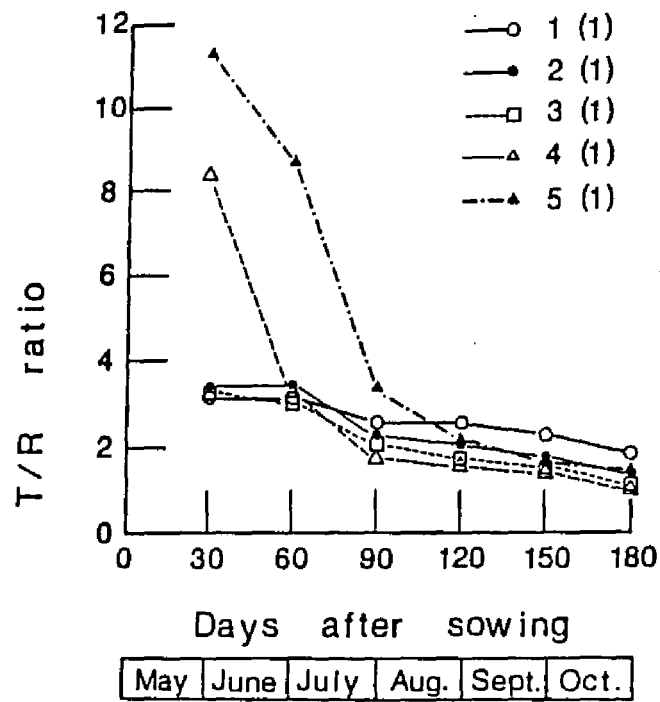


図 4 - 1 - 1 0 当年生苗の T / R 比の季節変化

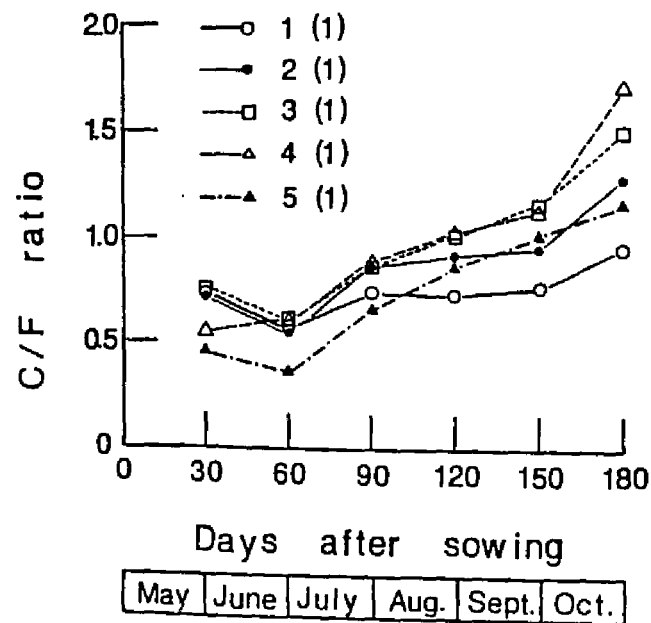


図 4 - 1 - 1 1 当年生苗の C / F 比の季節変化

半に向けて徐々に高くなった。

Cu処理区においては、低濃度処理区は無処理区とほぼ同様の季節変化を示したが、生育期間後半の上昇が大きかった。6、7月には無処理区との差はみられなかったが、8月以降はやや高い値となった。9月以降は処理2(1)より処理3(1)で高かった。高濃度処理区では生育期間前半から後半に向けてC/F比は高くなり、無処理区および低濃度処理区とほぼ同様の季節変化を示したが、上昇が著しかった。処理4(1)では6月に処理1(1)～3(1)より低く、7月には差がなくなり、8月以降無処理区より高くなり、11月には低濃度処理区より高い値となった。処理5(1)は6月から8月には処理1(1)～4(1)より低い値となったが、9月以降は無処理区より高くなり、処理2(1)との差もなくなった。

このようにC/F比はCu処理の影響として高まる傾向がみられ、Cu処理苗では葉の割合が低下した。しかし、C/F比についても、高濃度処理区では根の生長阻害の影響によって生育期間前半に低い値となった。

ト) 当年生苗の生長のまとめ

幼根の生長が種皮を押し破るということによって我々は発芽を確認する。土壌栽培では発芽後地中で消失していった個体を把握することはできず発芽数を正確に数えることはできない。マツ属は子葉が地表面に現れる発芽形態(epigeal germination)を示すため、この子葉を持ち上げる胚軸あるいは子葉の一部が地上に現れた時期を記録して発芽率(実地発芽率)として表した。この発芽率は生態学的な発芽率と考えてもさしつかえないものとする。Cu処理の影響として、濃度の高い処理区ほど発芽が遅れる傾向がみられたが、播種1カ月後の発芽率は処理間に差はみられず、この程度のCu処理濃度範囲では、本来の発芽率(試験発芽率)への影響もほとんどなかったものと思われる。しかし高濃度処理区では発芽直後から苗が転倒し、根が地表面を離れる個体が多く観察され、今後根の乾燥とともに枯死することは確実であった。これらの苗の根の形態は伸長量が1cmに満たないものが多く、側根の発達が悪く、個体によっては先端が黒色化しているものも観察された。転倒苗はこのように地上部の形成に対して根の発達が伴わない個体であり、発芽直後の根の伸長抑制は、植物体の支持組織としての機能を低下させ、植物の更新とその後の生長によって大きな打撃を与える結果になった。

当年生苗の生長は種子の持つ栄養(Sasaki et al., 1969)と葉あるいは胚軸の緑色部(Sasaki et al., 1970)の光合成産物に依存する。葉は子葉、初生葉、普通葉の3形態を

示す。ここで発芽後の生長過程を葉の3形態の形成、発達期として捉え、各生育段階における各器官の形成とその後の生長に及ぼすCuの影響についての考察を試みた。

子葉期においては、高濃度処理区では発芽時期の遅れから、子葉、胚軸の生長にいくらか遅れがみられたが、地上部への影響は小さく、直接Cuに接する根の生長は著しく抑制された。低濃度処理区では地上部、根ともにほとんど影響は認められなかった。この時期には種子の持つ栄養にその生長が左右されることが大きく、生長へのCu濃度の影響は比較的小さかった。

初生葉期は当年生クロマツにとって伸長生長期にあたりこの時期に形成された各器官の生長は、子葉、緑色の胚軸、早くに形成された初生葉の光合成産物に依存している。無処理と低濃度処理区との間でもいくらか処理差が現れるようになり、高濃度処理区の生長は遅れ、無処理や低濃度処理区との差が大きくなった。Cuの影響は新たに形成される初生葉の形成時期、長さ、数量や上胚軸の伸長に顕著に現れ、樹高生長への影響は直径生長より大きかった。その結果、Cu処理苗の形状比は低下し、樹形はずんぐり形となった。根では地上部以上に処理間差が明らかであった。高濃度処理区では根の生長の低下が大きく、低濃度処理区では根の伸長量、個体に占める割合ともに無処理苗より優れるようになった。しかし、その後、高濃度処理区では根の生長が回復する傾向がみられた。初生葉期の半ばには子葉、そして後半には初生葉が枯れ始め、この現象は低濃度処理区を中心に進行した。

普通葉期には普通葉と芽が形成される。無処理と低濃度処理区の間でも普通葉の形成時期、長さ、数量および芽の形成時期、長さ、重量に処理間差がみられるようになった。普通葉がほぼ展開を終える頃には、直径、樹高、重量生長においても、無処理、低濃度処理、高濃度処理区の差がみられるようになり、Cuによる生長阻害は低濃度処理区の地上部においても明らかとなった。

このように当年生クロマツ苗の生長に及ぼすCuの影響は土壌Cu濃度が100ppmを超える高濃度処理区で著しかった。このような土壌では、発芽直後、高濃度のCuに接することによって根の生長が著しく阻害され、生育初期段階で苗は転倒し、枯死していく現象がみられた。この時期に地上部への影響は比較的小さく、やがて根の生長がおこり、これらの苗は生長が回復する傾向がみられた。しかし、その後Cu処理の影響は地上部においても徐々に現れるようになり、生理的な機能の低下に伴う生産力の低下が、生育期間を通じて各器官の生長阻害を引き起こしたものである。土壌Cu濃度が100ppmに満たない低濃度処理区では生育期間中に地上部への影響は現れにくい、新生部位の形成とともに徐々に生長の

低下がみられるようになった。形状比は生育期間前半から処理3(1)(81.1ppm)で無処理区より低い値となった。土壌Cu濃度が30~150ppmの処理区(処理2(1), 3(1), 4(1))では, さらに濃度の高い処理区や無処理区に比べて, 根の割合が高く, 葉の枯れる時期が早く, 枯葉量が多かった。このような, 同化器官の減少は今後の生長に大きく影響をすることが予測された。

4-2 1, 2年生苗の生長の経年変化

イ) 1, 2年生苗の生存率

実験2において測定した1年生苗と2年生苗の各処理段階における生存率の経時変化を図4-2-1に示した。図では各年ごとの生存率と2年間の累年生存率を示した。

無処理および低濃度処理区では, 1, 2年生苗で生存率の低下はみられなかった。高濃度処理区の処理3(2)では1, 2年生苗ともに数%の低下がみられ, 累年の生存率は93%となった。ただし, 枯死個体数が少なく, 枯死率の経時的な変化ははっきりしない。処理4

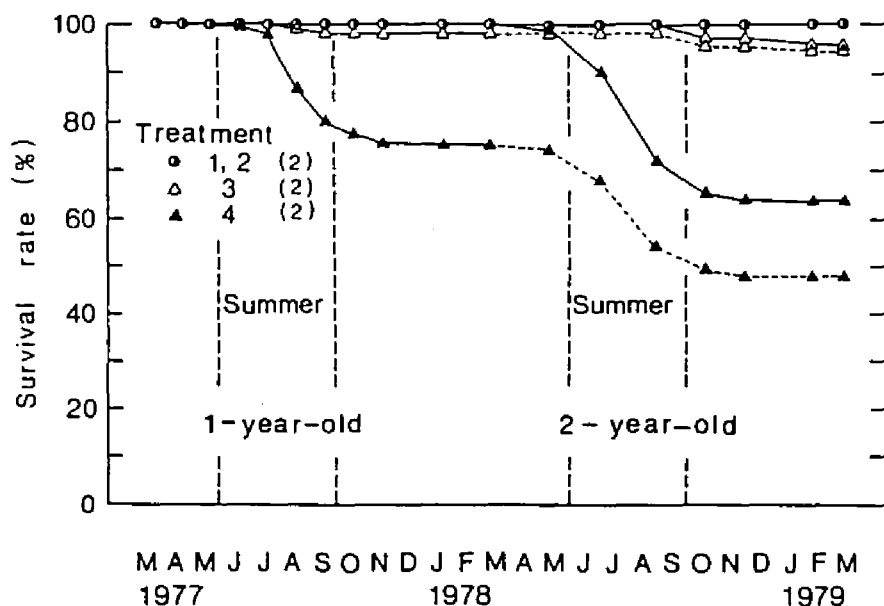


図4-2-1 1, 2年生苗の生存率の経時変化
 …累年変化 —各年変化経時変化

(2)では1年生苗の生存率は76%，2年生苗では64%となり，累年の生存率は48%となった。枯死現象は1年生苗では6月の測定時に初めて観察され，8月をピークに生育期間後半にかけて続き，冬期にはみられなかった。2年生苗の枯死現象は1年生苗と同様に夏期に集中するが，5月初めにすでに枯死が観察され，枯死個体は7月頃より増加し，枯死現象が現れる時期が早まる傾向がみられた。

これらの結果から土壌Cu濃度が100ppm以上の土壌において連年栽培を続けると，当年生時に枯死を免れた個体も，2，3年目に枯死していく可能性があり，土壌Cu濃度が200ppmを超える処理4(2)では当年生苗の3月時に生存していた個体の1/4が2年目に枯れ，3年目には個体数は半減した。

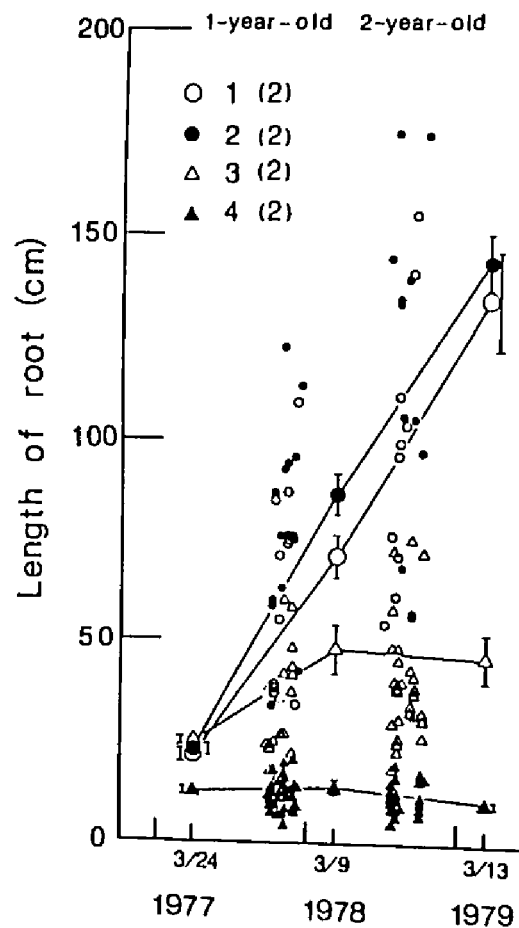


図4-2-2 1，2年生苗の根の伸長量の経時変化

平均値±標準誤差（1977年の処理3(2)，4(2) N=30，1977年の処理(2)，2(2)および1978，1979年のすべての処理区 N=10）

p) 根の伸長量と樹高、直径生長の変化

1, 2, 3 年間の生育期間を経過したそれぞれ3月の定期測定時と、7月から12月初旬の生長期に不定期に測定した1, 2, 3年生苗の最長の根の長さの経時変化を図4-2-2に示した。

Cu処理を施していない処理1(2)の根の長さは、当年生苗の3月の生長停止期には平均で20cm, 1年生苗では70cm, 2年生苗では130cmを超えた。生長期に不定期に測定された値からは、根の長さは個体差が大きく、伸長生長の季節変化も加わりばらつきが大きかった。

Cu処理区では、低濃度処理区の処理2(2)の根の長さは、当年生苗の生長停止期には無処理区との差はほとんどみられなかった。その後1年間の根の長さは無処理区より少し大きく、この傾向は2年生苗でもみられた。

高濃度処理区の処理3(2)では、当年生苗の3月には処理1(2), 処理2(2)とほとんど変わらないか、むしろやや長かった。しかし、1年生苗では伸長が抑制されているようにみられ、これらの処理区より小さい値となった。1年生から2年生苗の間での根の長さの増加はみられず、処理1(2), 処理2(2)との差は広がった。処理4(2)では当年生苗の3月にすでに無処理、低濃度処理区より短く、差は明らかであった。その後、1, 2年生苗の根の長さは10cm前後で、この2年間に根の長さに変化はみられなかった。

1, 2年生苗の野外のポット栽培状態で測定した樹高、地際直径の経時変化を図4-2-3, 図4-2-4に示した。

本実験地におけるCu処理を行っていないクロマツ苗の生長パターンは、3月半ばから4月初めに樹高生長が始まり5月半ばまでの生長が盛んで、7月の後半あるいは8月の初めから冬芽あるいは土用芽の形成とともに再びわずかな伸長がみられ、個体によっては8月の後半から9月にかけて2段伸びするものもみられた。それに対し直径生長は樹高生長の開始時から10月後半までの生長期に連続して続き、夏以降の増加も大きかった。

低濃度処理区の処理2(2)では、当年生苗の生長停止期の3月には、樹高、直径ともに無処理区とほとんど差はなく、むしろやや大きい値となった。1年生苗においては無処理区より明らかに生長が優れるようになり、樹高は生育期間前半から、直径でも生育期間半ばから生長差が明らかになった。しかし、2年生苗では低濃度処理区では無処理区より生長は衰えるようになり、樹高は生育期間前半から、直径は生育期間後半には無処理区との差が再び縮まった。

高濃度処理区の処理3(2)では、当年生苗の3月には樹高、直径ともに無処理、低濃度処

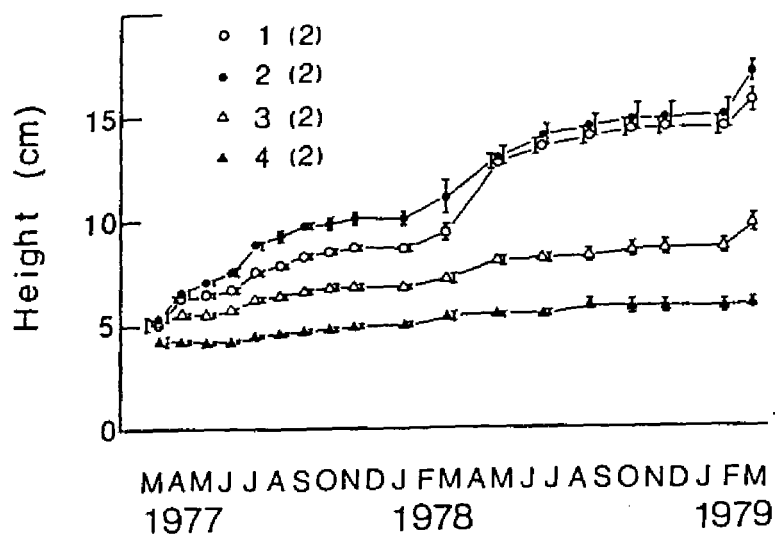


図 4 - 2 - 3 1, 2 年生苗の樹高生長の経時変化

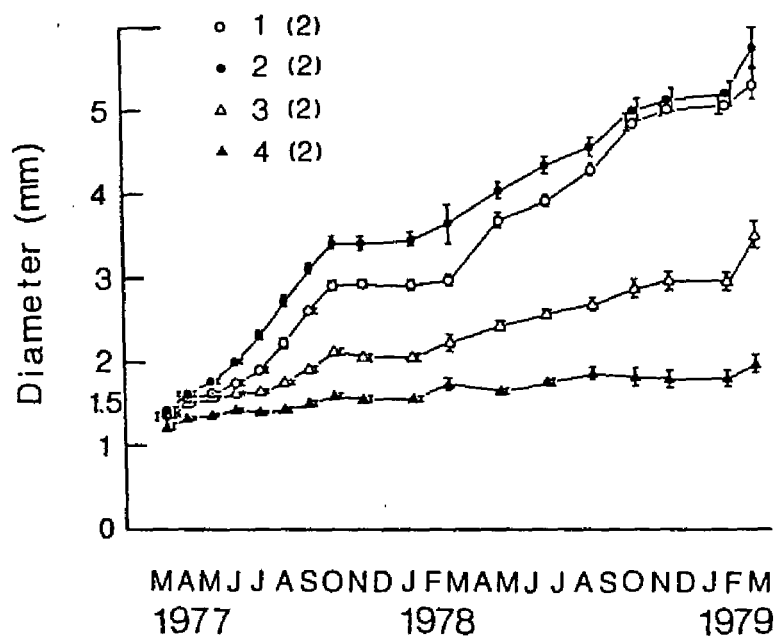


図 4 - 2 - 4 1, 2 年生苗の地際直径生長の経時変化

平均値±標準誤差（試料数は各処理区で測定時によって異なり，1年生苗は156～64本，2年生苗は71～12本，当年生苗の1977年3月の処理3(2)，4(2)は30本，1977年3月の処理1(2)，2(2)および1978，1979年の3月のすべての処理区で10本である）

理区との差は認められなかった。1年生苗では樹高は生育期間前半からこれらの処理区より生長が衰えるようになり、直径の増加も徐々に小さくなり、生育期間後半にはその差が明らかとなった。2年生苗では、樹高の増加は少なくなり、直径は生育期間を通じて増加するが、無処理区および低濃度処理区との差はさらに広がった。処理4(2)では当年生苗の3月に、樹高、直径ともに処理1(2)～3(2)より小さかった。この傾向は1, 2年生苗においても明らかで、この2年間に樹高生長はほとんどみられず、直径の増加もわずかであった。

h) 1, 2年生苗の生長の経時変化

3年間の3月の定期測定時と生長期に不定期に採取した苗の測定値と、野外の栽培実験中に測定した樹高、直径の値を用いて、1, 2年生苗の重量生長の経時変化の推定を試みた。

一般に樹木の各部の重量(W)は(直径)²×樹高(D²H)との間に相対生長関係が成り立ち、次式によってD, HからWが推定される(依田, 1971)。

$$W = A (D^2 H)^h$$

A : 樹種や森林によってきまる係数

h : 相対生長係数

表4-2-1は1, 2年生苗のD²H-Wの相対生長関係の各係数を示した。

前述のようにクロマツ稚苗では樹高、直径生長の経時変化が異なり、各器官の形成、生長時期、器官の配分の季節変化が稚苗の年齢によって異なるため、両者の関係はばらつき

表4-2-1 1, 2年生苗のD²HとWの関係

Treatment	$W = A (D^2 H)^h$	
	A	h
1(2)	0.0181	1.003
2(2)	0.0228	0.945
3(2)	0.0231	0.942
4(2)	0.0187	0.868

が大きかった。Aの値は処理1(2)と処理4(2)はほとんど変わらなかったが、これらの処理区に比べ処理2(2)と処理3(2)で高い値となった。hの値は処理1(2)ではほぼ1となり、Cu処理区では濃度が高い処理区ほど1より小さくなった。ここでは便宜上それぞれの処理区ごとに得られた関係式を用いて、野外の栽培中の苗の D_0 、H測定値からWを推定した。

図4-2-5はこのようにして求めた1, 2年生苗の植物体個体重量の経時変化を表している。

当年生苗の3月には処理1(2)～3(2)の処理間の差は小さく、無処理区より処理2(2)および処理3(2)の生長がやや優る傾向がみられ、これらの処理区と比較して処理4(2)の生長は劣っていた。1年生苗では、処理2(2)は生育期間前半から処理1(2)より生長が優れるようになり、生育期間後半には差が明らかとなった。高温度処理区の処理3(2)では生育期間前半から、処理1(2)、2(2)より生長が低下する傾向がみられ、生育期間後半には差は明らかとなった。処理4(2)では重量は増加するが、わずかであった。その結果生育期間終了時には、生長量の処理2(2) > 1(2) > 3(2) > 4(2)の序列が明らかになった。

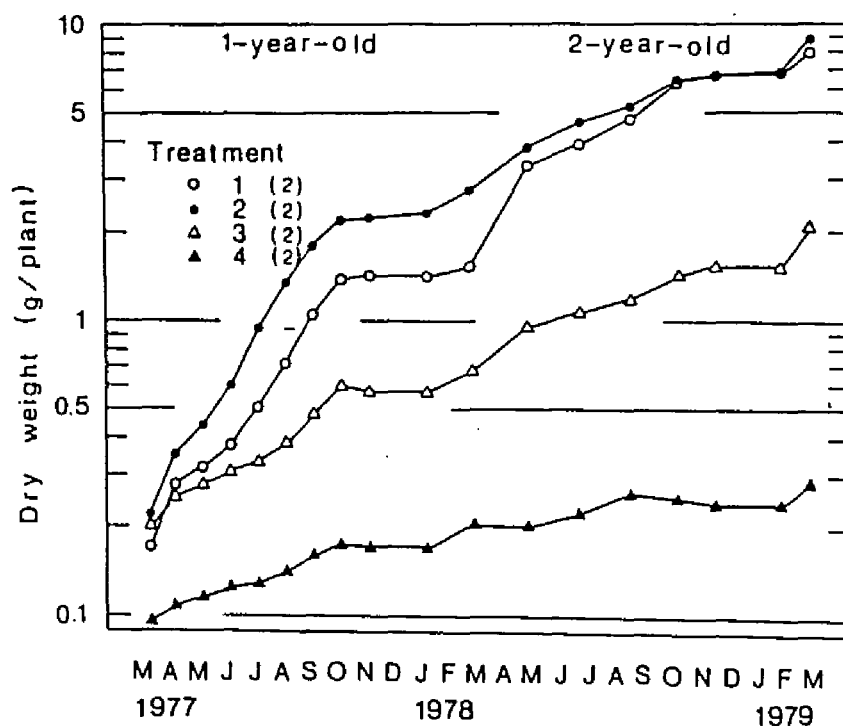


図4-2-5 1, 2年生苗の推定個体重の経時変化

2年生苗では、処理2(2)は生育期間前半から処理1(2)より生長速度が衰えるようになり、生育期間後半には両者の生長量の差はほとんどみられなくなった。高濃度処理区の処理3(2)の増加は少なく、処理4(2)ではほとんど生長はみられず、処理1(2)、2(2)との差はさらに広がった。その結果生育期間終了時には、処理1(2)、2(2)に比べ処理3(2)の個体重は1/4、処理4(2)では1/30となり生長量の違いは明らかであった。

二) 器官別乾重量の変化

図4-2-6は当年、1、2年生苗の3月の生長停止期における植物体平均個体重に対する各器官の平均の重量割合の経年変化を示した。ここで枯葉は樹体に付いているものだけを採取しているため絶対量ではない。

Cu処理を施していない当年生苗では3月の生長停止期に、根の割合は45.5%、地上部非同化器官(胚軸+上胚軸+芽)は22.0%、葉は32.5%、枯葉は14.1%であった。1年生苗では、根、地上部非同化器官、枯葉の割合は低下し、葉の割合は高くなった。1年生苗から2年生苗では、上胚軸の割合が高まるが、全体的には各器官の重量割合の変化は小さかった。このように重量割合は当年生苗と1年生苗では大きく変化した、その原因として当年生苗の子葉、初生葉の多くが1年次で枯れ、生存葉量の1/2に匹敵する枯葉量の影響が大きかったものと考えられる。枯葉の割合は実験1の当年生苗の11月の測定値に比べ、本実験の3月の値がかなり高かったが、枯葉は生長停止期にはいる11月以降の増加が大きいうであった。

低濃度処理区の処理2(2)では、根の割合は当年生苗の3月には46.1%となり、1年生苗では低下し、2年生苗では変化がみられなかった。当年、1、2年生苗ともに無処理区よりやや高かった。地上部非同化器官の割合は、当年、1、2年生苗で変化が小さく、無処理区との差もみられなかった。葉の割合は当年生苗から1年生苗で高くなり、2年生苗で再び低下した。当年、1年生苗では無処理区との差は小さく、2年生苗では低くなった。枯葉の割合は当年生苗から1年生苗の低下が大きく、1、2年生苗では枯葉はほとんどない。当年生苗では無処理区より割合が低かった。

高濃度処理区の処理3(2)の根の割合は当年生苗の3月に55.0%となり、1年生苗で低下し、その後2年生苗ではほとんど変化はみられなかった。当年、1、2年生苗ともにすべての処理区の中で最も高かった。地上部非同化器官の割合は、当年、1年生苗で差が小さく、2年生苗で高くなった。当年生苗ではすべての処理区の中で最も低く、1、2年生苗

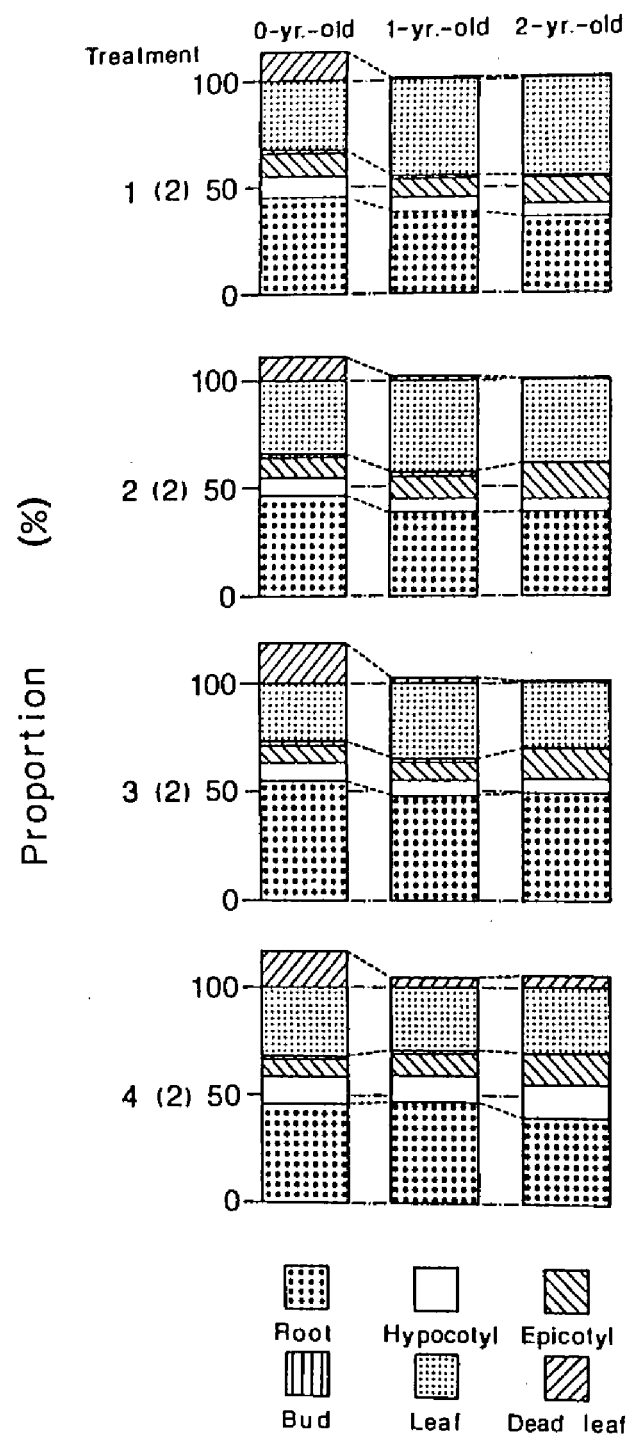


図 4 - 2 - 6 1, 2 年生苗の器官別重量比の経年変化

では処理 1 (2), 2 (2)と変わらなかった。葉の割合は、当年生苗から 1 年生苗で高まり、2 年生苗では再び低下した。当年生苗では、すべての処理区で最も低く、1, 2 年生苗では処理 1 (2), 2 (2)より低い値となった。枯葉の割合は処理 1 (2), 2 (2)と同様に、当年生苗から 1 年生苗の低下が大きく、1, 2 年生苗では枯葉はほとんどない。当年生苗ではすべての処理区の中で最も高かった。

処理 4 (2)の根の割合は当年生苗の 3 月に 46.0% となり、当年生苗と 1 年生苗で変わらず、2 年生苗で低下した。当年生苗では処理 1 (2), 2 (2)との差がなく、1, 2 年生苗では高くなった。処理 3 (2)と比べると、1 年生苗では変わらないが、2 年生苗では低かった。地上部非同化器官の割合は、当年、1 年生苗で差が小さく、2 年生苗で高くなった。当年生苗では処理 1 (2)~3 (2)との差がみられなかったが、1, 2 年生苗では高かった。他の処理区に比べ、当年、1 年、2 年生苗ともに、胚軸の割合が高かった。葉の割合は当年、1, 2 年生苗でほとんど変化がみられなかった。当年、1, 2 年生苗で処理 1 (2), 2 (2)より低かった。処理 3 (2)と比較すると、当年生苗では高く、1 年生苗では低く、2 年生苗では差がなかった。枯葉の割合は当年生苗から 1 年生苗で低下し、1 年生苗と 2 年生苗の差はなかった。当年生苗では処理 1 (2), 2 (2)より高く、処理 3 (2)との差は小さかった。1, 2 年生苗ではすべての処理区の中で最も高い値となった。このように処理 4 (2)では、枯葉

表 4-2-2 1, 2 年生苗の T/R 比, C/F 比の経年変化

Treatment		T/R ratio	C/F ratio
1977 3/24 (0-year-old)	1(2)	1.20	2.08
	2(2)	1.17	1.91
	3(2)	0.82	2.74
	4(2)	1.18	2.14
1978 3/9 (1-year-old)	1(2)	1.64	1.23
	2(2)	1.56	1.32
	3(2)	1.09	1.88
	4(2)	1.12	2.43
1979 3/13 (2-year-old)	1(2)	1.80	1.19
	2(2)	1.58	1.57
	3(2)	1.05	2.33
	4(2)	1.50	2.32

を除いた各器官の重量割合は、当年生苗と1年生苗の経年変化が小さく、処理1(2)～3(2)と異なった。

その結果、1, 2年生苗のT/R比は無処理区では1年生苗から2年生苗でやや高くなった。Cu処理区では、処理2(2)および処理3(2)は1, 2年生苗ではほとんど変化がみられず、処理4(2)では2年生苗で高くなった。1, 2年生苗ともに無処理区より処理2(2), さらに処理3(2)で低い値となった。処理4(2)は処理3(2)より高くなった。

C/F比は無処理区では1年生苗から2年生苗で変化が小さかった。Cu処理区では、処理2(2), 3(2)では高くなり、処理4(2)ではやや低くなった。1, 2年生苗ともにCu処理濃度が高くなるにつれてC/F比が高くなる傾向がみられたが、処理4(2)の2年生苗では根の減少によって処理3(2)と変わらない値となった。(表4-2-2)。

ホ) 1, 2年生苗の生長のまとめ

土壌Cu濃度が100ppmを超える高濃度処理区では当年生苗の発芽直後の苗の転倒に伴う枯死を免れた個体も、1, 2年生苗で枯死現象がみられるようになった。生存率はCu処理濃度が高いものほど低下し、1年生苗より2年生苗で枯死率は高く、枯死現象は早い季節から現れた。

高濃度処理区の苗の生長は、実験1の結果によれば、生長初期段階では根の生長が著しく阻害されたが、その後これらの苗は生長が回復する傾向がみられた。しかし、実験2からこのような苗は1, 2年生苗では再び生長が抑制された。すなわち、高濃度処理区の中で比較的土壌Cu濃度が低い処理3(2)では、当年生苗においては根の生長が優れ、植物個体の重量は無処理区および低濃度処理区と大きな違いはみられなかったが、1年生苗では生長が抑制される傾向がみられ、2年生苗では生長が大きく低下した。200ppmを超える処理4(2)では、1, 2年生苗の生長はほとんどみられず、根の重量減少や枯葉の増加といった植物体各器官の脱落もみられるようになり、今後の生長はほとんど期待できない状態であった。このような生長低下は形態的には根の長さ、樹高、直径にみられるようになった。重量割合の低下は、地上部、特に葉において大きかった。このように1, 2年生苗ではCu処理の影響は地上部においても明らかで、葉量の減少は植物体の生長低下に大きく影響したものと考えられる。

土壌Cu濃度が40ppm前後の低濃度処理区では、実験2では当年生苗、1年生苗の生長は無処理区よりやや優れていた。一方、実験1では当年生苗の場合、無処理区の生長が低濃度

処理区（30ppm前後）より優れ、実験2とやや異なった結果となった。この原因として、気象条件に違いがあったこと（第3章）、ハイポネックスの使用などCu条件を含めた土壌条件の違いによる影響が考えられた。このような低濃度の処理区の生長への影響は比較的小さく、無処理区との関係は実験条件の影響を受けて変化するものと思われる。植物の生長にとってCuは微量の場合に生長が促進され（Sommer A.L., 1931）、クロマツでも実験2の当年、1年生苗について同様の傾向がみられた。しかし、2年生苗では葉の割合は低下し、生長速度が抑制される傾向がみられ、苗の生長段階によっても植物に有効に作用するCu量は異なるものと思われた。

以上の結果から、クロマツ稚苗の生長阻害は土壌Cu濃度が30～40ppmでは比較的影響が現れにくい、その濃度を超えると各器官に生長阻害の影響が現れるものと考えられた。

第5章 クロマツ稚苗の植物体内Cu濃度に及ぼす影響

5-1 当年生苗のCu濃度の季節変化

イ) 当年生苗の器官別Cu濃度の季節変化

各Cu処理段階における当年生苗の各器官のCu濃度の季節変化を図5-1-1に示した。

Cu処理を施していない当年生クロマツ苗の根のCu濃度は6, 7, 8月では変化が少なく40ppm前後となり、その後は徐々に低下して11月には20ppmとなった。生育期間中の濃度変化は20~50ppmと変動幅が大きかった。胚軸の濃度は6月, 7月に30~40ppmで、その後低下して、9月に最低値となり、生育期間後半に上昇して、11月には27ppmとなった。変動幅は15~45ppmで大きかった。上胚軸は7月の形成時に17ppm, 8月に低下して安定し、11月にはやや上昇して16ppmとなった。変動幅は10~20ppmと変化が少なかった。芽は10月の形成時に51ppm, 11月には上昇して69ppmとなった。葉は6月には14ppmから7月には8ppmと低下し、その後は生育期間後半まで徐々に上昇し、11月測定時には18ppmとなった。変動幅は5~20ppmであった。枯葉は8, 9月に30ppm前後で、10月に低下し16ppmとなり、11月にはやや上昇した。変動幅は15~30ppmであった。このように各器官のCu濃度は季節によって異なり、根と胚軸の濃度変化が大きく、葉は変動幅は小さいが、相対的に濃度は低いため最高値と最低値では2倍以上の開きがあった。全体的にみると、当年生苗の各器官のCu濃度は生育初期と器官の形成時に高く、器官の生長が盛んな時期には低下し、地上部の各器官は生育期間後半にやや上昇し、根では低下が続いた。各器官の濃度順位は芽>根・胚軸>上胚軸・葉となり、枯葉は常に葉と上胚軸より高く、8, 9月の測定値は胚軸より高くなった。根は6月と、8月から10月に胚軸より濃度が高く、生育期間後半には濃度差が小さくなり、11月には胚軸の方がやや高くなった。上胚軸と葉では7, 8, 9月の値は上胚軸が高く、その後は葉の濃度が高くなった。

次にCu処理区における器官ごとの濃度変化について述べることにする。

根は低濃度処理区では6月から7月にかけて上昇し、その後の濃度変化は小さかった。6月の測定時にすでに無処理区に比べ、処理2(1)、さらに処理3(1)の濃度が高くなり、生育期間後半には無処理区との差はさらに広がった。高濃度処理区では6月に無処理区および低濃度処理区より高く、濃度差が明らかで、この傾向は生育期間を通じてみられた。処理4(1)は6月から7月に濃度は上昇し、その後は濃度変化は小さいが、上昇する傾向が

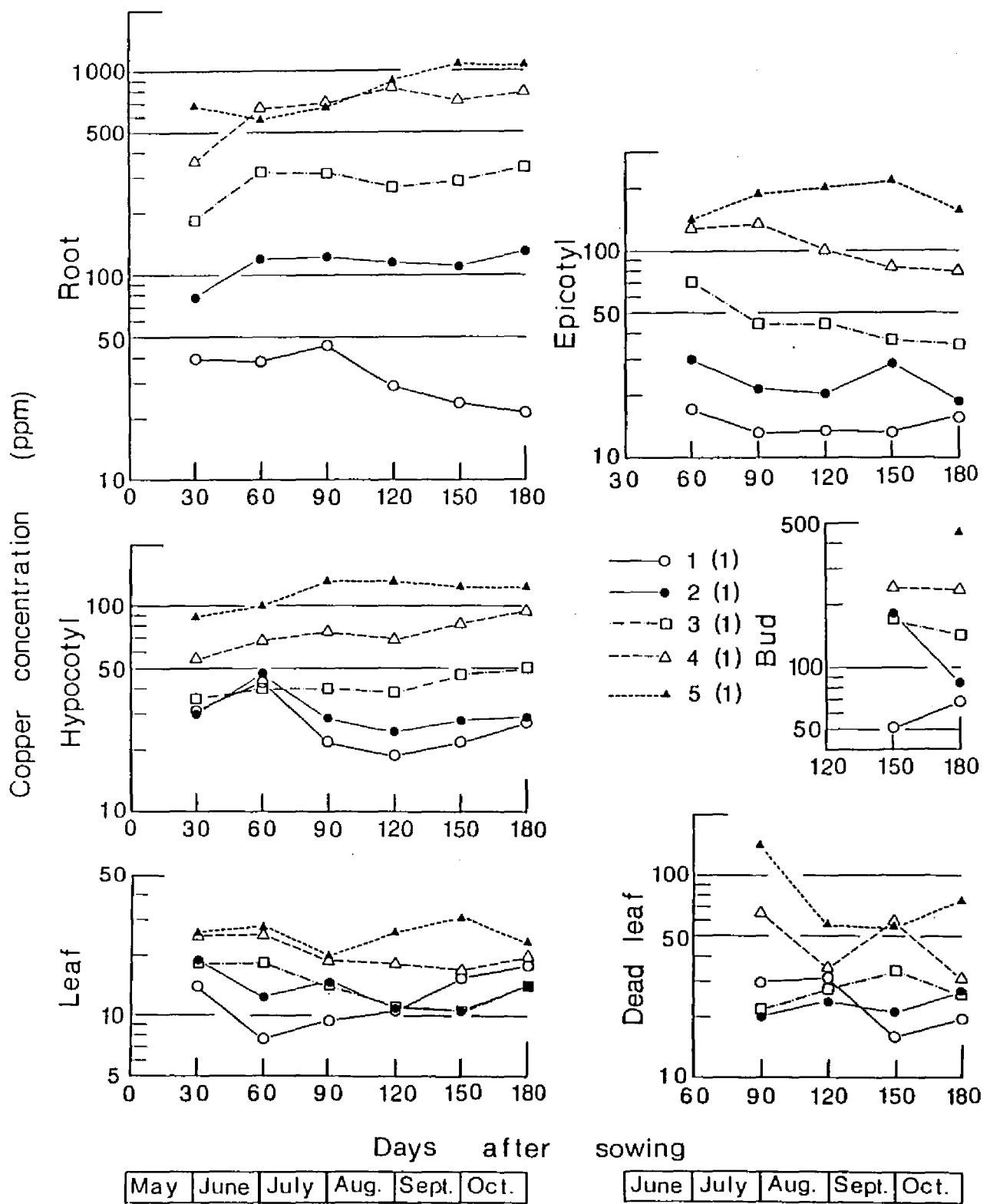


図 5 - 1 - 1 当年生苗の器官別Cu濃度の季節変化

みられた。処理5(1)も処理4(1)と交錯し、測定時によっては処理4(1)より高く、また低い値を示したが、変動しながら上昇する傾向を示し、11月の測定値は1000ppmを超える高い値となった。

胚軸は、低濃度処理区では6、7月の値は無処理区との差がみられなかった。その後、処理2(1)では無処理区とほぼ同様の濃度変化を示したが、夏期の濃度低下が小さかった。処理3(1)では夏期の低下が明らかでなく、濃度の季節変化が小さかった。その結果、8月以降低濃度処理区では無処理区より高い値となり、処理2(1)より処理3(1)で高くなった。高濃度処理区の処理4(1)では生育期間を通じて徐々に上昇する傾向がみられた。処理5(1)では6月から8月ごろまで上昇がみられ、その後はほぼ安定した。6月にはすでに処理1(1)～3(1)より高い値となり、処理4(1)より処理5(1)で高く、生育期間を通じて濃度差は明らかであった。

上胚軸は、低濃度処理区では7月から8月にかけての濃度は低下し、その後も生育期間後半にかけて徐々に低下した。高濃度処理区の処理4(1)では7、8月の濃度差は小さく、8月以降、生育期間後半にかけて低下した。処理5(1)では7月から10月まで徐々に上昇し、11月に低下した。7月の形成時に、高濃度処理区では処理5(1)と処理4(1)と濃度差は小さかったが、濃度が高い処理区ほど上胚軸の濃度は高くなり、その後は生育期間を通じて処理間の濃度差は明らかになった。

芽は、10、11月測定時ともに無処理、低濃度処理、高濃度処理区の濃度差は明らかであった。

葉は、低濃度処理区の処理2(1)と処理3(1)では生育期間を通じて濃度差が小さく、いずれも6月から10月にかけて濃度は低下し、11月にやや上昇した。生育期間前半では無処理区よりやや高かったが、9月には差がなくなり、生育期間後半にはむしろ低い値となった。高濃度処理区では6、7月の濃度変化は少なく、処理4(1)では8月から低下がみられ、10月まで徐々に低下した。処理5(1)では8月および11月に少し低いが、明らかな季節変化はみられなかった。6月にはすでに無処理および低濃度処理区との濃度差がみられ、濃度差は小さいが処理5(1)は処理4(1)より高い値になった。生育期間を通じてこの傾向がみられたが、生育期間後半には濃度が低下した処理4(1)は、無処理区との差が小さくなり、処理5(1)との差は広がった。

枯葉は、低濃度処理区では8月から生育期間後半にかけて濃度がやや高くなる傾向がみられた。8、9月には無処理区より低い値となったが、10、11月は高かった。高濃度処理

区では8月から9月にかけて濃度の低下が大きく、処理4(1)では生育期間後半の濃度変化が大きかった。4回の測定を通じて処理5(1)は処理4(1)より高かった。なお、無処理および低濃度処理区と、処理4(1)との濃度差は8月には明らかであったが、9月以降は差が小さくなった。

このようにCu処理の影響は根において最も顕著に現れ、生育期間前半から濃度が高い処理区ほど根の濃度は高くなり、処理間差が大きかった。地上部では、非同化器官の新生部位である芽、上胚軸では、形成時から低濃度処理区においても無処理区より濃度は高くなり、高濃度処理区ではさらに高い値となった。しかし、胚軸では低濃度処理区では影響が現れる時期が遅れ、葉は低濃度処理区の濃度変化は無処理区と明らかな違いがみられず、高濃度処理区においても無処理区および低濃度処理区との濃度差は小さかった。枯葉は、形成時には高濃度処理区>無処理区>低濃度処理区の濃度順となり、処理間差が明らかであった。生育期間後半には低濃度処理区より無処理区で低くなり、高濃度処理区の濃度は高かった。

d) 当年生苗のCu蓄積量の季節変化

各時期の植物体各器官のCu濃度にその時の乾重量を乗じたものが各器官に集積したCu蓄積量である。当年生苗の器官ごとのCu蓄積量を総計した個体のCu蓄積量の季節変化を図5-1-2に示した。

クロマツ稚苗のCu蓄積量は、個体に占める重量割合が大きく、本来的にCu濃度が高く、Cu処理区にあっては濃度の上昇が著しい根の蓄積量に左右される。

無処理区のCu蓄積量は6月には播種時の種子蓄積量より小さい値となった。その後、夏期一時的に蓄積速度は衰えるが、生育期間を通じて増加する傾向がみられた。

Cu処理区では、低濃度処理区は生育期間を通じて蓄積量は増加し、後半に蓄積速度は衰える傾向がみられた。生育期間前半には無処理区より処理2(1)、さらに処理3(1)の増加の度合いが大きかった。6月に無処理区より処理2(1)、さらに処理3(1)で蓄積量は大きく、その後、生育期間後半には無処理区と処理2(1)の差が縮まるが、生育期間を通じて処理1(1)~3(1)の処理間差は明らかであった。高濃度処理区の処理4(1)では生育期間前半に蓄積量は急激に増加し、後半にはやや増加は衰えた。6月に処理3(1)より蓄積量はやや小さい値となり、7月以降すべての処理区の中で最も大きい値となった。その後、低濃度処理区との差が明らかになり、11月の蓄積量は $77.2(\times 10^{-3})\text{mg}$ となった。処理5(1)では6月以

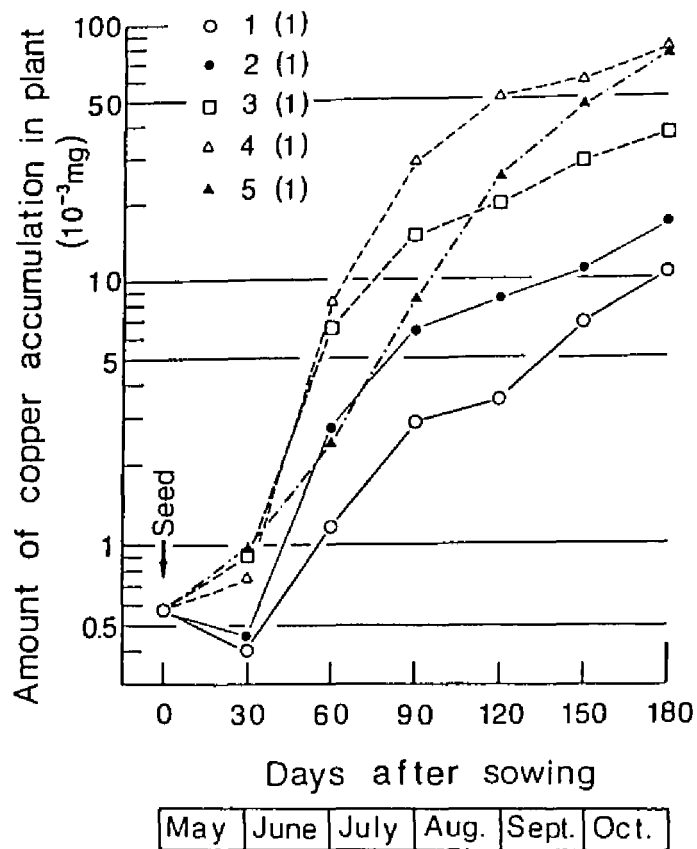


図 5 - 1 - 2 当年生苗の植物体Cu蓄積量の季節変化

降蓄積量は増加するが、生育期間前半においては根の生長阻害の影響で処理 2 (1)～4 (1) ほどの蓄積量の増加はみられなかった。生育期間半ばから後半にかけての増加が大きかった。6 月には処理 3 (1) および処理 4 (1) との差は小さいが、大きい値となり、7 月には処理 2 (1) より小さかった。しかし、その後低濃度処理区より大きくなり、11 月には処理 4 (1) と変わらない蓄積量になった。

このように個体の Cu 蓄積量は、無処理、低濃度処理区では生育期間前半から増加を続け、蓄積量は濃度が高い処理区ほど高くなった。しかし、高濃度処理区では植物体内の濃度は上昇しても、個体の重量増加が小さいため蓄積量の増加は進まず、生育期間途中では低濃度処理区より小さい値となった。このような個体の Cu 蓄積量の変化は発芽直後の根の生長阻害の影響が大きかった。

5 - 2 1, 2年生苗のCu濃度の経年変化

1) 1, 2年生苗の器官別Cu濃度の経年変化

当年, 1, 2年生苗のそれぞれその年の生育を終えた3月時と, 1, 2年生苗の夏から初冬の生長期の器官別および植物体個体のCu濃度の経時変化を図5-2-1, 図5-2-2に示した。ここでは胚軸, 上胚軸, 芽をまとめて地上部非同化器官(stem)として表した。

Cu処理を施していないクロマツ苗の各器官のCu濃度は, 根の生長停止期においては当年生苗で38ppm, 1年生苗の濃度低下が大きく, さらに2年生苗においてもやや低下して13ppmとなった。1, 2年生苗の生長期の濃度は生長停止期に比べて高く, その傾向は2年生苗でより明らかであった。地上部非同化器官の生長停止期の濃度は当年生苗で13ppmとなり, 1年生苗で上昇し, 2年生苗では濃度の変化は小さく23ppmとなった。生長期の濃度は1, 2年生苗ともに生長停止期より低い値となった。葉の生長停止期の濃度は当年生苗で4.0ppmとなり, 1年生苗で低下し, 2年生苗ではほとんど変化はみられず2.3ppmとなった。葉においては根以上に生長期の濃度が高い傾向がみられた。器官の濃度順位は当年生苗の生長停止期においては根>地上部非同化器官>葉となった。しかし, 1, 2年生苗の生長停止期には地上部非同化器官>根>葉となり, 生長期においては根>地上部非同化器官>葉となった。植物体個体濃度では当年生苗で22ppmとなり, 1年生苗の濃度低下が大きく, 2年生苗でもやや低下して9.9ppmとなった。生長期の濃度は, 1, 2年生苗ともに20ppm前後となり, 生長停止期よりやや高い値となった。このように, 各器官の濃度は当年生苗から1年生苗で大きく変化し, 根, 葉では低下し, 地上部非同化器官では上昇した。それに対し, 1, 2年生苗では濃度は安定する傾向がみられ, 各器官で濃度変化が小さかった。また, 1, 2年生苗では各器官で生長停止期と生長期で濃度差がみられ, 根, 葉では生長期の濃度が高く, 地上部非同化器官では低くなった。濃度順位も葉は根および地上部非同化器官より常に低かったが, 生長期には根の濃度は地上部非同化器官より高く, 生長停止期には地上部非同化器官の方が高くなった。

次にCu処理区における器官ごとの濃度変化について述べることにする。

根では, 処理2(2)の生長停止期の濃度は, 当年生苗から1年生苗で低下し, 2年生苗では再び当年生苗と変わらない濃度に上昇した。当年生苗では無処理区との濃度差は明らかで, 1年生, 2年生苗と生長するにつれて差が広がった。高濃度処理区の処理3(2)では当

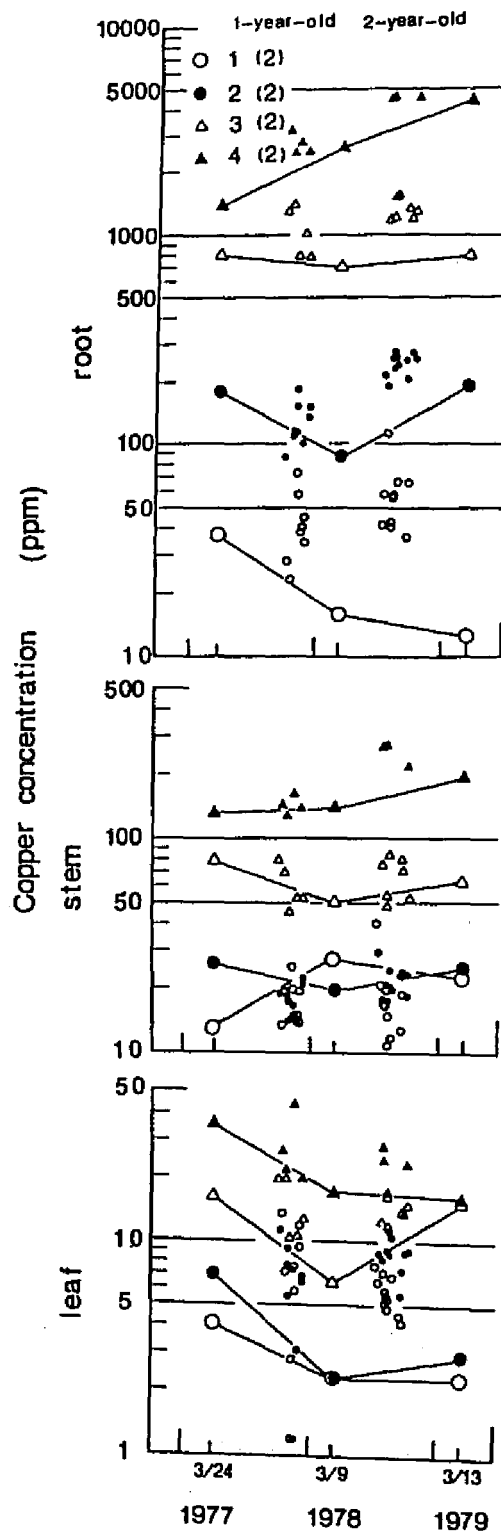


図 5 - 2 - 1 1, 2 年生苗の器官別 Cu 濃度の経年変化

年，1，2年生苗の濃度変化は小さく，ともに無処理区および低濃度処理区との濃度差は明らかであった。処理4(2)では当年生苗から1，2年生苗で濃度上昇がみられ，2年生苗では4000ppmを超える高い値になった。当年生苗では処理3(2)より高く，1，2年生苗でも同様で，濃度差はさらに広がった。1，2年生苗の生長期の濃度は低濃度，高濃度処理区ともに生長停止期に比べ高かった。

地上部非同化器官では，処理2(2)の生長停止期のCu濃度は，当年，1，2年生苗の変化は小さかったが，当年生苗から1年生苗でやや低下した。当年生苗では無処理区より高かったが，1，2年生苗では差がなかった。生長期の濃度は生長停止期に比べてやや低い傾向がみられた。高濃度処理区の処理3(2)では当年生苗から1年生苗で濃度は低下し，1，2年生苗で濃度変化は小さかった。全期間を通じて無処理および低濃度処理区との濃度差が明らかであった。処理4(2)では当年生苗と1年生苗ではほとんど濃度変化がみられず，2年生苗で上昇した。当年生苗で処理3(2)より高い値となり，1年，2年生で差が広がった。1，2年生苗ともに生長期と生長停止期の濃度差は小さかったが，2年生苗の処理4(2)では生長期の方が高い値となった。

葉では，処理2(2)の生長停止期のCu濃度は，当年生苗から1年生苗で大きく低下し，1，2年生苗では変化が少なかった。当年生苗では無処理区より高い値となったが，1，2年生苗では変わらなかった。高濃度処理区の処理3(2)では当年生苗から1年生苗で濃度は低下し，2年生苗で再び上昇し，当年生苗と変わらない値となった。当年生苗で無処理および低濃度処理区より濃度は高くなり，1，2年生苗ではその差がさらに大きくなった。処理4(2)では当年生苗から1年生苗で濃度は大きく低下し，1，2年生苗では濃度変化がみられなかった。当年，1年生苗で処理3(2)より高い値となったが，2年生苗では処理3(2)との差はなくなった。1，2年生苗の生長期には同じ処理区内でも個体により濃度の変動が大きかったが，低濃度，高濃度処理区ともに生長停止期に比べて濃度は高かった。

このように，低濃度処理区では各器官の濃度は当年生苗から1年生苗で低下し，地上部非同化器官と葉の濃度は1，2年生苗の濃度変化は小さく，無処理区との差がみられなかった。しかし，根では2年生苗で濃度は上昇し，1，2年生苗ともに無処理区より高い値となり，濃度差は明らかであった。高濃度処理区の処理4(2)では葉は当年生苗から1年生苗で低下し，1，2年生苗の濃度変化はみられず，地上部非同化器官では当年，1年生苗の濃度差が小さく，2年生苗で上昇し，根は当年生苗から1，2年生苗で濃度上昇がみられた。その結果，各器官のCu濃度順位は低濃度，高濃度処理区ともに当年，1，2年生苗

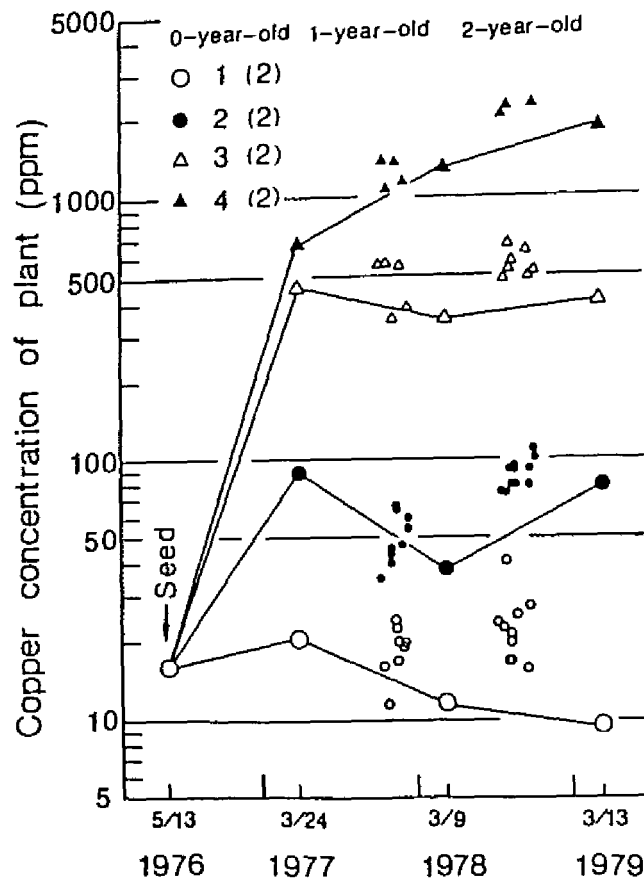


図 5 - 2 - 2 1, 2 年生苗の植物体 Cu 濃度の経年変化

では根＞地上部非同化器官＞葉となった。低濃度処理区では地上部非同化器官と葉の濃度差は小さかったが、高濃度処理区では大きく、これらの器官と根との濃度差は低濃度処理区、高濃度処理区ともに大きかった。

植物体個体全体の Cu 濃度は、根の変化に似た経時変化を示した。根に比べると、各処理区で全体的に濃度は低下し、高濃度処理区の濃度の経時変化にほとんど違いはみられなかった。低濃度処理、さらに無処理区では 1 年生苗に比べて 2 年生苗の濃度が低くなる傾向がみられた。そのため無処理区と低濃度処理区、および低濃度処理区と高濃度処理区の処理間差は 1 年生苗に比べて、2 年生苗で大きくなる傾向がみられた。

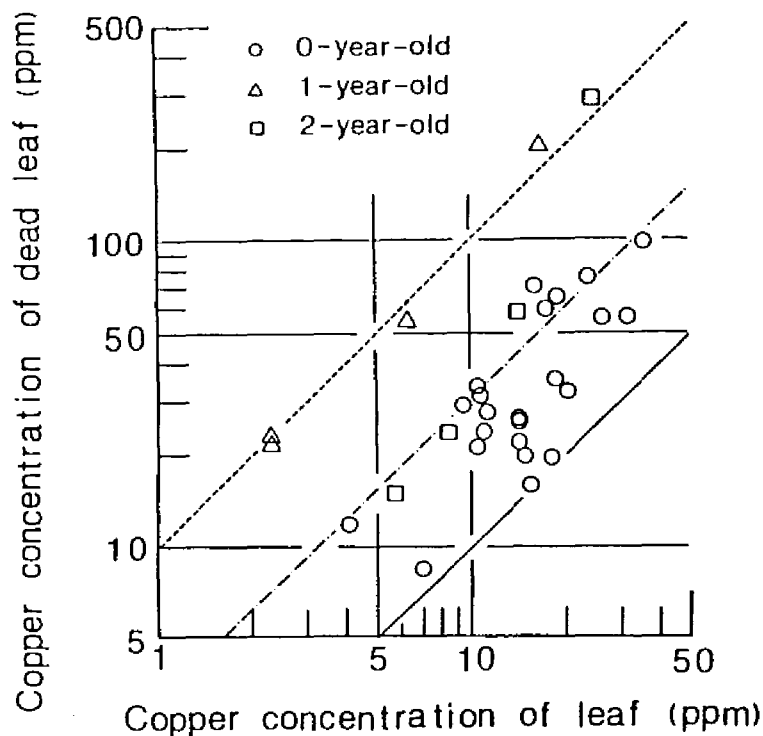


図 5 - 2 - 3 当年，1，2年生苗の葉のCu濃度と枯葉のCu濃度の関係

7) 枯葉のCu濃度変化

当年，1，2年生苗の葉のCu濃度と枯葉のCu濃度の関係を図5-2-3に示した。ここでは当年生苗の生長期（実験1）と生長停止期，1年生苗の生長停止期，2年生苗の生長期の測定値をまとめて示し，枯葉は樹体についているものだけを採取している。枯葉の内訳は，当年生苗の生長期には当初，子葉が主体となり，後半には初生葉が多くなる。1年生苗では当年時に枯れなかった初生葉が多く，普通葉が混じり，2年生苗は普通葉である。

枯葉のCu濃度は，当年生苗では葉の濃度が上昇するにつれて高まり，上昇率は葉のCu濃度段階にかかわらず，1～4倍となった。1年生苗でも同様の傾向がみられるが，当年生苗より上昇率は高く10倍近くなった。2年生苗でも上昇し，葉の濃度が20ppm以下では3倍前後となったが，20ppm以上では10倍近く上昇した。

このように，枯葉の濃度は葉の濃度より常に高く，当年時に形成された初生葉が主体の1年生苗と，苗の衰弱が著しく，高濃度の葉を有した2年生苗で特に高い値となった。また，1年生苗で，当年生苗より枯葉の濃度が特に高くなった一因として，比較に用いた葉

が1年生苗では濃度が低い普通葉主体となったことが挙げられる。

h) 1, 2年生苗のCu蓄積量の経年変化

当年, 1, 2年生苗のそれぞれその年の生育を終えた3月の根, 葉, 地上部非同化器官の各器官と植物体個体のCu蓄積量の経時変化を図5-2-4, 図5-2-5に示した。図では1, 2年生苗の夏から初冬の生長期のCu蓄積量も参考のために示した。

Cu処理を施していないクロマツ苗のCu蓄積量は, 根においては当年生苗で $2.7(x10^{-3})\text{mg}$ となり, 1, 2年生苗で増加し, 2年生苗の3月時には $34.2(x10^{-3})\text{mg}$ となった。地上部非同化器官は当年生苗で $0.5(x10^{-3})\text{mg}$ となり, 1年生苗で急激に増加し, 2年生苗でも増加して $30.8(x10^{-3})\text{mg}$ となった。葉は当年生苗で $0.2(x10^{-3})\text{mg}$ となり, 1, 2年生苗でともに大きく増加して, 2年生苗では $7.6(x10^{-3})\text{mg}$ となった。器官ごとの蓄積量は当年, 1, 2年生苗ともに根>地上部非同化器官>葉となったが, 1, 2年生苗では葉, 地上部非同化器官の増加が大きく, 地上部非同化器官と根の蓄積量の差は小さくなった。植物体個体蓄積量では当年生苗で $3.4(x10^{-3})\text{mg}$ となり, 1年生苗では6倍に増加し, 2年生苗ではさらに3.5倍増加して $72.6(x10^{-3})\text{mg}$ となるが, この蓄積量の増加は乾重量の増加によるところが大きかった。

Cu処理を施した苗においては, 処理2(2)の根のCu蓄積量は, 当年生苗では無処理区に比べて大きく, 1年生, 2年生苗でも増加して, その差はさらに広がる傾向がみられた。高濃度処理区の処理3(2)では1, 2年生苗で増加するが, 処理2(2)に比べて増加率は低く, 特に2年生苗で低かった。当年生苗で無処理, 低濃度処理区に比べ大きく, 明らかな差がみられたが, 1年生苗, さらに2年生苗と徐々に処理2(2)との差は縮まる傾向がみられた。処理4(2)でも1, 2年生苗で増加するが, 1年生苗では処理3(2)より増加率がやや高く, 2年生苗では低かった。当年生苗の蓄積量は処理3(2)よりやや小さく, 1年生苗ではやや大きい値となった。しかし, 2年生苗では処理2(2), 3(2)より小さくなった。

地上部非同化器官では, 処理2(2)の蓄積量は当年生苗から1, 2年生苗にかけての増加が著しかった。当年生苗においては無処理区より蓄積量が大きく, 1, 2年生苗では無処理区とほぼ同様の増加傾向を示すため, 1, 2年生苗の蓄積量の差にほとんど変化はみられなかった。高濃度処理区の処理3(2)では処理1(2), 2(2)に比べて1年生苗の増加は少なく, 2年生苗ではこれらの処理区と同様の増加傾向を示した。当年生苗では無処理, 低濃度処理区より蓄積量は多く, その差は明らかあったが, 1, 2年生苗では逆に小さい値

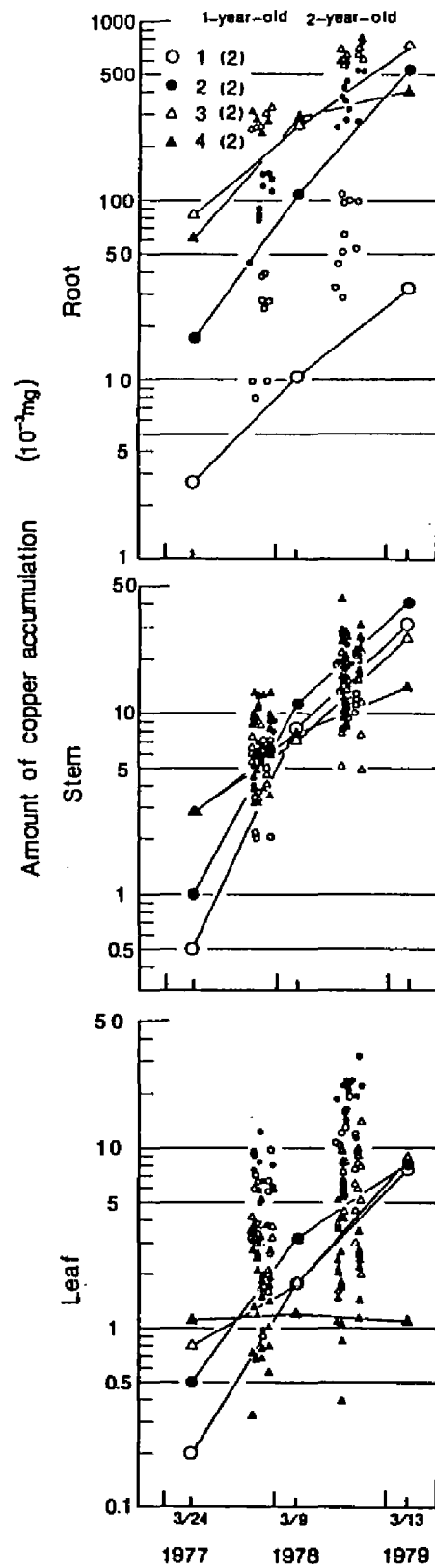


図 5 - 2 - 4 1, 2 年生苗の器官別Cu蓄積量の経年変化

となった。処理4(2)では1, 2年生苗で増加したが, 1年生苗の増加率は処理3(2)とほとんど差がなく, 2年生苗では低くなった。当年, 1年生苗で処理3(2)と蓄積量の差はみられず, 1年生苗では処理3(2)よりやや大きい値となったが, 2年生苗ではすべての処理区の中で最も小さい値となった。

葉では, 処理2(2)の蓄積量は当年生苗から1, 2年生苗にかけて増加し, 1年生苗では無処理区とほとんど変わらない増加率を示し, 2年生苗でやや低かった。当年生苗で無処理区より蓄積量は大きく, 1年生苗で差は縮まり, 2年生苗ではほとんど差がみられなかった。高濃度処理区の処理3(2)では1, 2年生苗にかけて蓄積量は増加し, 1年生苗では

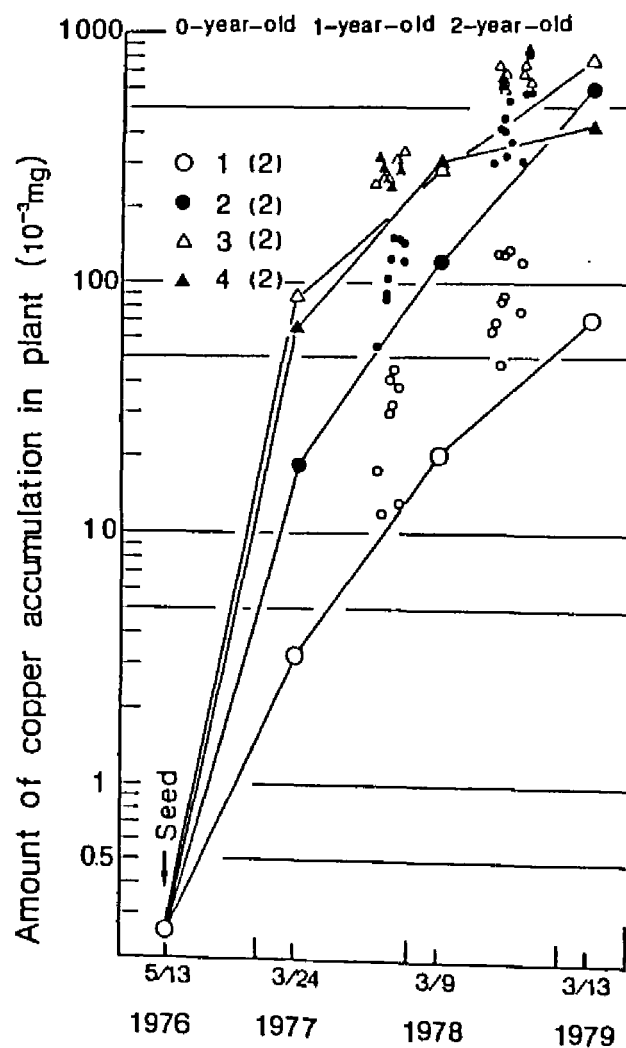


図5-2-5 1, 2年生苗の植物体Cu蓄積量の経年変化

処理 1 (2), 2 (2) に比べて増加率は低く, 2 年生苗では処理 1 (2) と増加傾向は変わらなかった。当年生苗では処理 1 (2), 2 (2) に比べて蓄積量は大きく, 1 年生苗では無処理区と変わらない値となり, 2 年生苗では処理 1 (2), 2 (2) との差はみられなかった。処理 4 (2) では当年生苗から 1, 2 年生苗の蓄積量の増加はみられず, 当年生苗で処理 3 (2) より大きい値となったが, 1, 2 年生苗では無処理区より小さかった。

植物個体の蓄積量は, 蓄積量がきわめて多い根の経時変化とほぼ同様の傾向を示すが, 根に比べると無処理区と Cu 処理区との差はやや小さくなる傾向がみられた。処理 2 (2) の蓄積量は無処理区同様に 1, 2 年生苗で大きく増加し, 今後も増加することが予想された。高濃度処理区の処理 3 (2) では処理 1 (2), 2 (2) に比べて 1, 2 年生苗の増加率が低く, 2 年生苗では処理 2 (2) との差が縮まった。処理 4 (2) では当年, 1 年生苗では処理 3 (2) との蓄積量の差はみられなかったが, 2 年生苗では処理 3 (2) より増加率は低く, 処理 2 (2), 3 (2) より蓄積量は小さくなった。このような蓄積量の経年変化から, 当年生苗の処理 3 (2), 1 年生苗の処理 4 (2), 2 年生苗の処理 3 (2) の苗の Cu 蓄積量は, 当年, 1 年, 2 年生クロマツ苗が生長停止期にその生存器官で蓄積しうる Cu 量の最大値と考えられた。それぞれ当年生苗では $88.7(x10^{-3})\text{mg}$, 1 年生苗で $303(x10^{-3})\text{mg}$, 2 年生苗で $780(x10^{-3})\text{mg}$ となり, Cu 処理を施していない苗と比較すると, 当年生苗では 26.1 倍, 1 年生苗では 14.5 倍, 2 年生苗では 10.7 倍となり, 年々その差は縮まる傾向にあった。

5 - 3 まとめ

Cu 処理を施していないクロマツ稚苗の植物体各器官の Cu 濃度は, 当年生苗の生長期には芽 > 根・胚軸 > 上胚軸・葉の順となった。枯葉は常に上胚軸・葉より濃度が高く, 時期によっては根・胚軸より高くなり, 形成初期の子葉の割合が高い枯葉で濃度が高かった。各器官の濃度は生育初期と器官の形成期に高く, 器官ごとの生長発達期に低下し, 生育期間後半に根では低下が続き, 地上部ではやや上昇した。葉は, 器官の中では濃度が低い, 生育期間中の最高値と最低値の濃度比は大きく, 季節変化が大きかった。苗の生育に伴い経年的に, 根と葉の濃度は低下し, 地上部非同化器官は高まった。1 年生苗から 2 年生苗では根ではやや低下したが, 地上部の濃度変化は小さかった。1, 2 年生苗の生長停止期の濃度順位は地上部非同化器官 > 根 > 葉となった。生長期の濃度は生長停止期に比べ, 根, 葉では高く, 地上部非同化器官では低くなり, 濃度順位は根 > 地上部非同化器官 > 葉とな

った。枯葉の濃度は生葉に比べ、初生葉にその多くを由来する1年生苗では10倍、普通葉が主体となる2年生苗では3倍近く高くなった。

このようにクロマツ稚苗のCu濃度は、植物体各器官によって違うが、土壌からの吸収速度、体内での移動速度が影響し、季節、苗齢によって変化する。Cu添加区の試験結果から、発芽直後から根の濃度上昇が顕著にみられた。また、地上部の濃度変化は遅れる傾向がみられ、当年生苗の初生葉の形成が著しかった7月の葉、秋以降の生長が大きかった根など、各器官の発達と濃度の低下時期は一致した。このような結果からCuは土壌からの根の吸収速度は速いが、植物体内での転流速度は遅い元素と考えられる。そのため、各器官のCu濃度はそれぞれの形成期に高いが、生長期に希釈され、濃度は低下し、その後生長速度が衰えるにしたがい徐々に濃度が上昇するものと考えられる。ここで各器官の1、2年生苗の生長停止期の濃度差がほとんどないことから、不定期に測定した生長期の1年生苗（10月から12月）と2年生苗（7月から9月）の濃度を同じ苗齢と考えれば、1、2年生苗の生長期の濃度変化は当年生苗とほぼ同様の傾向がみられ、7月から12月にかけて、根では濃度が低下し、地上部非同化器官では濃度変化が少なく、葉では上昇する傾向がみられた。一方、クロマツ稚苗の生長の季節変化をみると、葉は生育期間前半に形成され、地上部非同化器官は生育期間を通じて増加し、根は生育期間後半の発達が著しかった（第4章）。このような結果から、各器官のCu濃度は、次のようにまとめられよう。

（a）根では生育期間前半には地上部への転流より土壌からの吸収が優り、濃度は上昇し、後半には生長が盛んとなって、濃度は低下し、生長停止期の濃度は低くなる。

（b）地上部非同化器官では濃度変化が小さいが、生育期間前半の濃度が高く、半ばには根からの転流より、生長に伴う濃度希釈と、濃度が低くなった葉への転流が盛んとなり、濃度は低下し、後半に根からの転流の方が優って、再び濃度はやや上昇する。

（c）葉は生育初期の形成前には一時的に濃度は高まると思われるが、生育期間前半には生長によって低下し、半ばから徐々に上昇し、後半には高い値となり、後半から生長停止期には濃度の高い葉の落葉、あるいは地上部非同化器官への転流によって濃度が急激に低下する。

Cu処理を施したクロマツ稚苗の植物体内Cu濃度順位は当年、1、2年生苗のすべての処理区で根>地上部非同化器官>葉の順となり、特に土壌Cu濃度が高い処理区においては、根の濃度は上昇を続け、Cuの根への集積がきわめて大きかった。地上部では、当年生苗の非同化器官の新生部位である芽、上胚軸では根と同様に低濃度処理から濃度上昇は明らか

で、2年生苗でも高濃度処理区では地上部非同化器官の濃度が高まった。しかし、葉の濃度は低濃度処理区と無処理区のものの差はほとんどみられず、高濃度処理区においても濃度差は小さく、土壌Cu濃度の違いを反映しなかった。当年生苗の枯葉は葉より常に濃度が高かった。普通葉で枯葉が認められた2年生苗の高濃度処理区では、葉の濃度に比べ枯葉の濃度は10倍近く高い値となった。

以上の結果から、クロマツ稚苗ではCuに対する反応として根の濃度上昇が大きかった。発芽直後の根の濃度上昇は高濃度処理区では根の生長低下をもたらし、養分水分の吸収を阻害することが予測された。また、植物の支持組織としての機能を失い、苗は転倒して枯れるものが多かった。しかし、やがて根の生長が回復し（第4章）、そこにCuを多量に集積する。このことは結果としてCuの地上部への転流が抑制されているように思われる。一方、地上部では、当年生苗の低濃度処理区で落葉が盛んとなるのに対し、高濃度処理区で落葉の開始が遅れる傾向がみられた。この結果から、クロマツ稚苗の場合、新葉を生産する能力のある低濃度処理区では早い時期にやや濃度の高い葉を落とし、葉全体のCu濃度を低下させているようであった。

Cu蓄積量は植物の生長速度とCu濃度の上昇速度に影響される。すなわち体内Cu濃度に大きな変化がなくても生長量が大きければ、また重量増加が少なくても濃度が高まればCu蓄積量は増加する。本実験からクロマツ稚苗Cu蓄積量は、個体に占める重量割合が高く、濃度の上昇が著しい根の蓄積量の影響が大きい。当年生苗においては土壌Cu濃度が高い処理区ほど蓄積量は増加したが、特に高い処理区では根の生長が著しく阻害され、生育期間中に蓄積量が小さいこともあった。1、2年生苗では高濃度処理区で生長量の減少が著しく、蓄積速度は低下し、今後の栽培の継続によっては低濃度あるいは無処理区より蓄積量が小さくなる傾向がみられた。植物とりわけ樹木等の生育期間の長いものを用いて汚染環境の改善を計ることが試みられているが、クロマツ稚苗とCuの場合には土壌Cu濃度が高くなると植物体の生長低下が著しく、除染を目的とした植物の利用は長期的には多くは期待できないものと考えられる。

第6章 クロマツ稚苗の植物体内養、水分量に及ぼす影響

6-1 当年生苗の養、水分量の季節変化

1) 当年生苗の器官別K, Mg, P濃度の季節変化

Cu処理を施していない当年生苗の各器官のK, Mg, P濃度の季節変化を図6-1-1に示した。

K濃度は、根においては6月に2.05%となり、その後低下し、8月以降の濃度変化は小さかった。胚軸は6月に0.88%となり、8月までの濃度低下が大きく、その後も徐々に低下した。上胚軸は7月の形成時に3.03%となり最も高い値を示した。その後は生育期間を通じて低下がみられた。芽は10月形成時に1.37%、11月にはやや低くなった。葉は6月に1.69%、その後は生育期間を通じて徐々に低下した。このようにクロマツ当年生苗の各器官のK濃度は生育期間前半あるいは形成時期の濃度が高く、その後は低下し、安定する傾向がみられた。器官の濃度順位は生長停止期に近い10月、11月の測定値からは芽>葉>根>上胚軸>胚軸の傾向がみられたが、胚軸を除いた各器官の濃度差は小さかった。また、生長が盛んな時期には上胚軸の濃度が高く、生育期間初期においては葉に比べて根の濃度がやや高い傾向がみられた。

Mg濃度は、根においては6月に0.41%となり、7月に低下し、その後は濃度変化が少なかった。胚軸は6月に0.36%となり、7月の低下が大きく、その後11月まで徐々に低下した。上胚軸は7月の形成時に0.26%となり、その後は生育期間を通じて低下がみられた。芽は10月形成時に0.49%、11月には濃度差がなかった。葉は6月に0.43%となり、7月に低下し、その後は生育期間を通じて徐々に低下した。このように各器官のMg濃度は、根では生育期間前半に濃度は低下し、その後の変化が少ないのに対し、地上部の各器官では生育期間を通じて濃度は低下し、前半あるいは形成初期の低下が大きかった。器官別の濃度順位は10月、11月の測定値からは芽>根>葉>上胚軸>胚軸の傾向がみられ、生長が盛んな時期には上胚軸の濃度が葉よりやや高かった。

P濃度は、根においては6月に0.44%となり、7月には急激に低下し、その後はほぼ安定した。胚軸は6月に0.54%となり、7月に急激に低下し、8月まで低下し、生育期間後半には徐々に濃度が高くなった。上胚軸は7月の形成時に0.24%となり、8月に低下し、その後は濃度変化が少なかった。芽は10月形成時に0.33%、11月にはやや高くなった。葉は

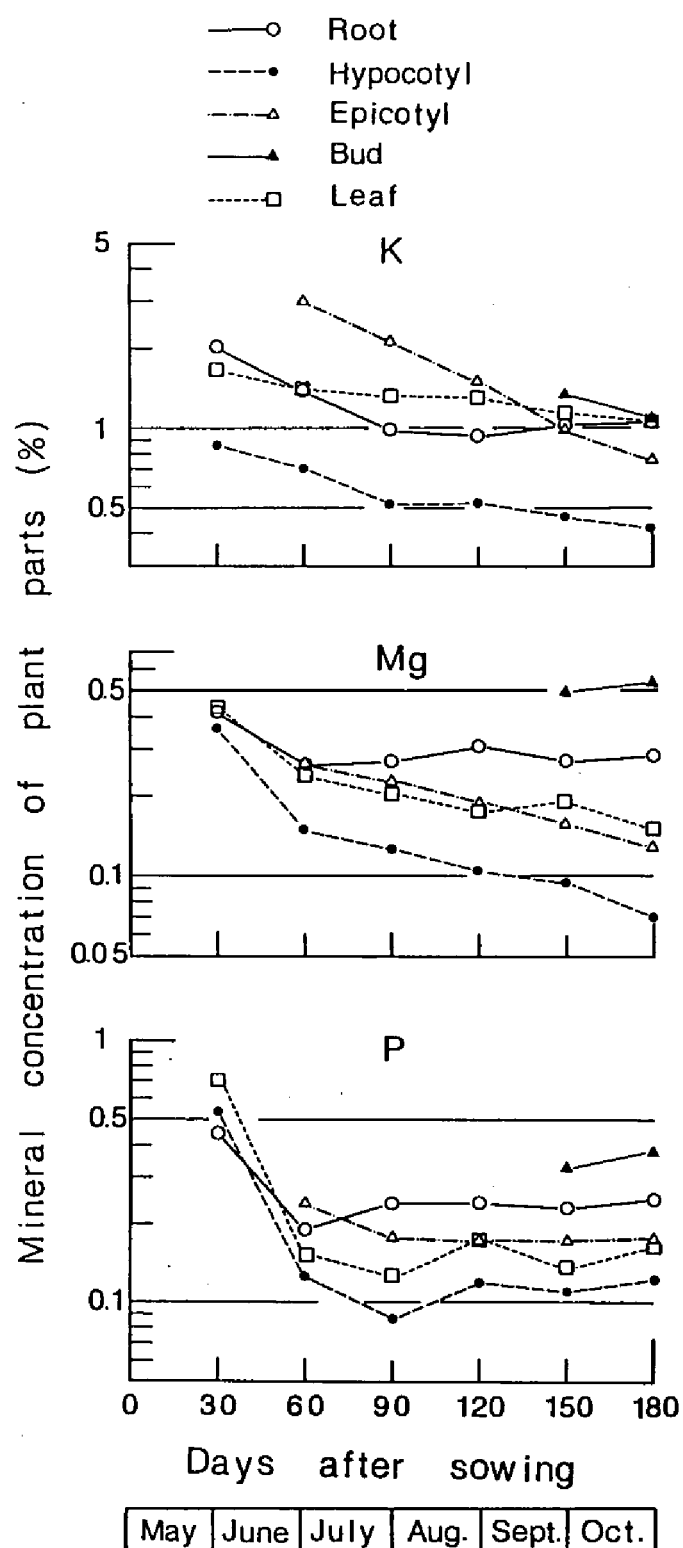


図 6 - 1 - 1 . Cu処理を施していない当年生苗の器官別K, Mg, P濃度の季節変化

6月に0.71%, 7月に急激に低下し, 8月まで低下し, その後は徐々に上昇した。このように各器官のP濃度は生育期間前半あるいは形成時期の濃度が高く, その後は急激に低下して安定し, 生育期間後半にやや高くなる季節変化を示した。また, 6月から7月にかけての各器官の濃度低下は, K, Mg濃度より著しかった。器官別の濃度順位は11月の測定値からは芽>根>上胚軸>葉>胚軸となった。

ii) 当年生苗のK, Mg, P濃度に及ぼすCu処理の影響

各Cu処理段階における, 当年生苗の各器官のK, Mg, P濃度変化を図6-1-2に示した。図では2カ月の測定値の幾何平均を示し, 以下, 6, 7月測定を生育期間前期, 8, 9月を中期, 10, 11月を後期と表現することにした。

Kは, 根では生育期間前期には無処理区と低濃度処理区の濃度差はみられず, 高濃度処理区でやや低下した。中期, 後期においてもほぼ同様に処理濃度による変化が小さかったが, 低濃度処理区で低下がみられ, 高濃度処理区で高くなる傾向がみられた。胚軸は生育期間前期には低濃度処理区では影響がみられず, 高濃度処理区で低下した。中期には, 高濃度処理区の処理4(1)では低下がみられなくなり, 後期には中期とほぼ同様の傾向がみられた。上胚軸は7月形成時に低濃度処理区で濃度は低下し, 高濃度処理区ではさらに低下した。中期には高濃度処理区の低下の割合は小さくなり, 後期には処理間の濃度差が小さくなった。後期に形成された芽は無処理区より, 処理3(1), 処理4(1)で濃度が低かった。葉は生育期間前期に高濃度処理区で濃度は低下し, 中期, 後期では高濃度処理区の処理4(1)の低下がみられなくなり, 処理1(1)~3(1)との差も小さくなった。このようにK濃度は各器官ともに生育期間前期および形成初期には高濃度処理区で濃度が低くなった。しかし, 生育期間中期から後期にかけて, 地上部の各器官で濃度差が小さくなるのに対し, 根では低濃度処理区を中心に濃度が低くなり, 高濃度処理区ではやや高くなった。

Mgは, 根では生育期間前期にCu濃度の上昇に伴い濃度は低下し, 中期にも同様の傾向がみられた。後期には処理1(1), 2(1)の濃度差はほとんどなくなり, 処理3(1), 4(1)の低下が大きくなったが, 処理5(1)ではむしろ処理4(1)より高い値になった。胚軸は生育期間前期では処理1(1)~4(1)に比べ, 処理5(1)でやや高かった。中期には低濃度処理区でやや低下がみられたが, Cu濃度の上昇に伴うMg濃度の低下は明らかでなかった。後期は中期とほぼ同様の傾向がみられたが, 高濃度処理区では全体的に濃度が低くなった。上胚軸は7月形成時に処理1(1)~4(1)では濃度が高い処理区ほどMg濃度は高くなり, 処理5

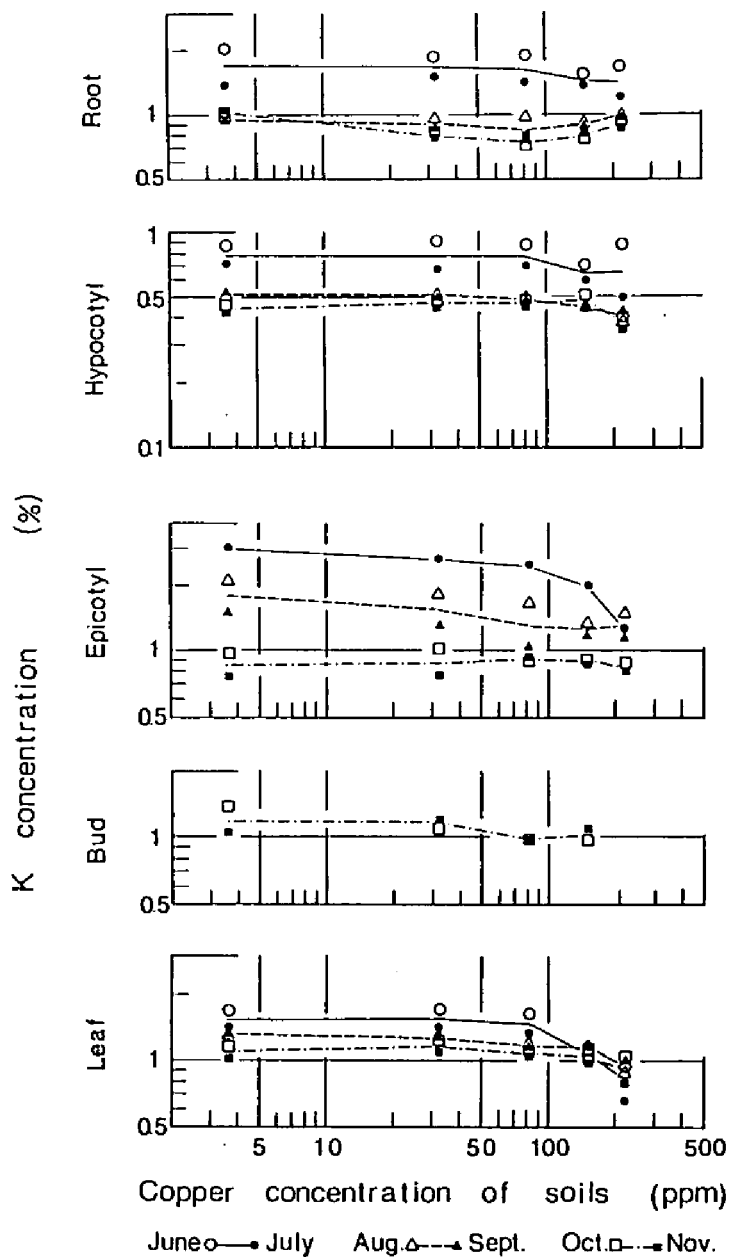


図 6 - 1 - 2 (1) 当年生苗の器官別K濃度変化に及ぼすCuの影響

土壌Cu濃度は処理 1 (1) - 3.60ppm, 処理 2 (1) - 31.6ppm, 処理 3 (1) - 81.1ppm, 処理 4 (1) - 148ppm, 処理 5 (1) - 217ppmである

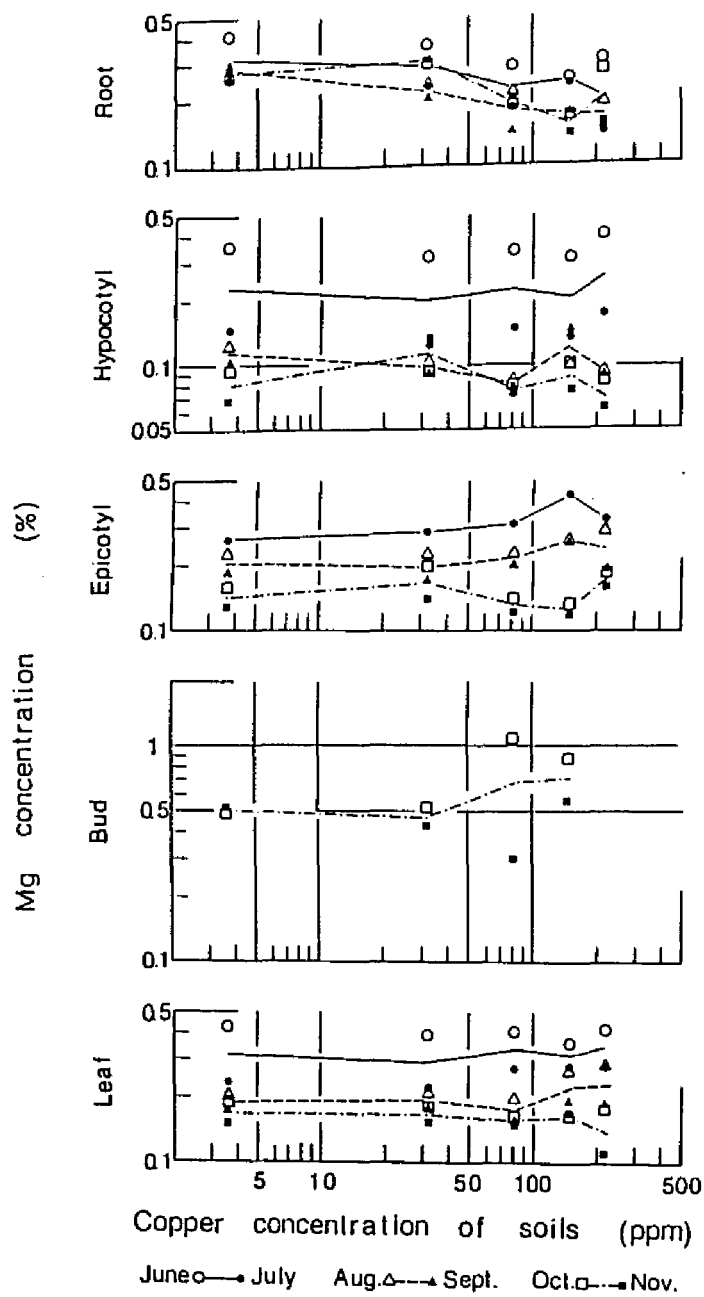


図6-1-2(2) 当年生苗の器官別Mg濃度変化に及ぼすCuの影響

土壌Cu濃度は処理1(1) - 3.60ppm, 処理2(1) - 31.6ppm, 処理3(1) - 81.1ppm, 処理4(1) - 148ppm, 処理5(1) - 217ppmである

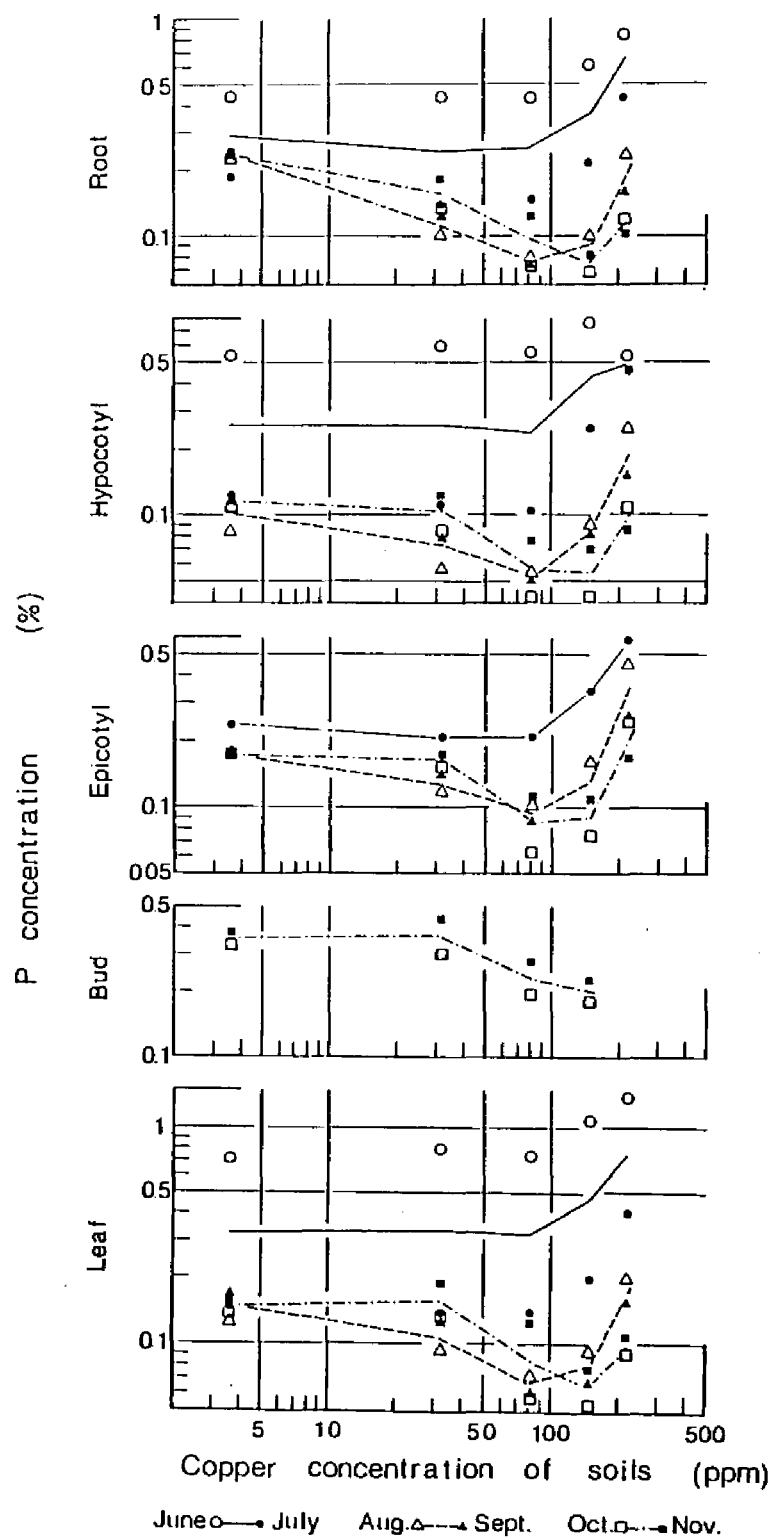


図 6 - 1 - 2 (3) 当年生苗の器官別P濃度変化に及ぼすCuの影響

土壌Cu濃度は処理 1 (1) - 3.60ppm, 処理 2 (1) - 31.6ppm, 処理 3 (1) - 81.1ppm, 処理 4 (1) - 148ppm, 処理 5 (1) - 217ppmである

(1)で低下した。中期でも同様の傾向がみられたが、後期には処理1(1)、2(1)に比べ、処理3(1)、4(1)で低く、処理5(1)で高かった。芽は無処理区より、処理3(1)、4(1)で高かった。葉は前期においては処理間の明らかな濃度傾向はみられなかった。中期には高濃度処理区で高い値となり、後期には処理1(1)～4(1)では濃度差はなかったが、処理5(1)で低くなった。このようにHg濃度はCu処理の影響として濃度が低下するものと思われるが、当年生苗では影響が現れにくく、根の濃度変化に対して地上部の変化は遅れ、葉においてこの傾向は顕著であった。また、低濃度処理区で濃度が低下しても、高濃度処理区では高い値を示したが、高濃度処理区では苗の生長の遅れが器官の濃度を高い値で維持したためと思われた。

Pは、根では生育期間前期に低濃度処理区で影響がみられず、高濃度処理区で濃度が高くなった。中期には低濃度処理区で無処理区より濃度は低くなり、高濃度処理区では前期同様に高い値となった。しかし、高濃度処理区では全体的に濃度は低下する傾向がみられ、処理4(1)では処理3(1)との濃度差が小さくなり、処理5(1)では無処理区より低い値となった。後期には低濃度処理区ではさらに低下し、高濃度処理区の処理4(1)では低濃度処理区より低くなり、処理5(1)においても処理1(1)、2(1)より低かった。地上部の胚軸、上胚軸、葉では生育期間前期から後期にかけて、根に比べると高濃度処理区の濃度の低下が遅れる傾向がみられ、生育期間後期に処理1(1)、2(1)の濃度差が小さくなったが、根とほぼ同様の季節変化を示した。芽は無処理区と処理2(1)の濃度差はみられず、処理3(1)、4(1)で濃度が低かった。このようにP濃度変化に及ぼすCu処理の影響は器官ごとの濃度変化にほとんど違いはみられず、低濃度処理区で濃度は低くなり、高濃度処理区で高くなるが、生育期間後半には高濃度処理区においても低くなる傾向がみられた。Mg同様に生長が遅れた高濃度処理区では濃度が高い値となったが、Pについては生育期間初期の濃度が特に高いことが影響したものと考えられる。

ハ)当年生苗の植物体内含水量の季節変化

当年生クロマツ苗の各器官の含水量の季節変化を図6-1-2に示した。ここで含水量は対乾量含水量(田崎, 1978)を用い、胚軸、上胚軸、芽はまとめて地上部非同化器官(stem)とした。

無処理区の根の含水量は発芽間もない6月に855%となり、7、8月は急激に減少し、その後の変化は小さく、11月測定時には412%となった。地上部非同化器官は6月に528%、

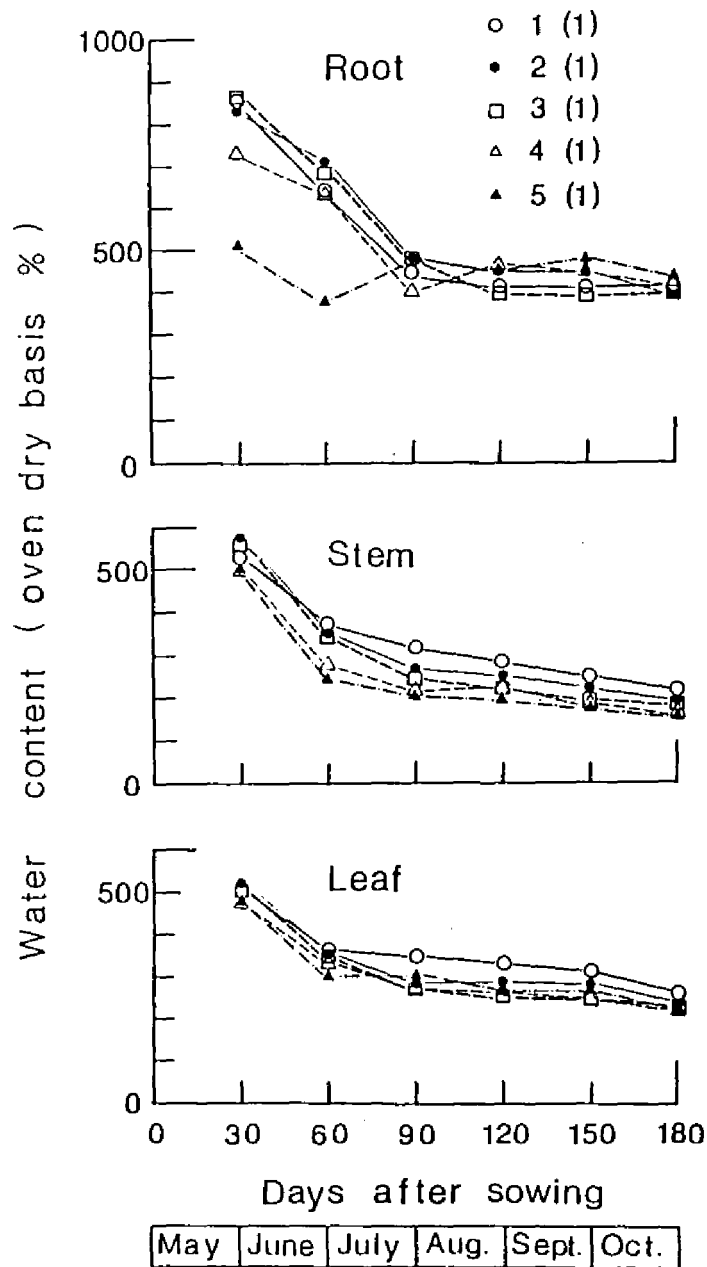


図 6 - 1 - 3 当年生苗の器官別含水量の季節変化

7月までに大きく減少し、その後は生育期間後半まで徐々に減少し、11月には249%となった。葉は6月に500%となり、7月までの減少が大きく、その後は徐々に減少して、11月には258%となった。葉の含水量の季節変化は地上部非同化器官と似た傾向がみられたが、減少の度合がやや小さかった。生育期間を通じて根の含水量が高く、地上部非同化器官と葉

はほとんど変わらなかった。

次にCu処理区における器官ごとの含水量の変化について述べることにする。

根は、低濃度処理区では無処理区と同様の季節変化を示し、6月から8月にかけての減少が大きく、8月以降安定した。6月から生育期間を通じて無処理区との差が小さかった。高濃度処理区では、処理4(1)は無処理区、低濃度処理区と同様の季節変化を示した。6月には無処理区、低濃度処理区より小さい値となったが、7月以降はその差が縮まり、その後も生育期間を通じて差がなかった。処理5(1)は6月から7月に減少し、8月に増加してその後は安定した。6、7月には処理(1)～4(1)よりかなり小さい値となり、8月以降はこれらの処理区よりやや大きくなった。地上部非同化器官は、低濃度処理区、高濃度処理区ともに無処理区とほぼ同様の季節変化を示し、6月の値が大きく、7月に大きく減少し、その後は生育期間後半まで徐々に減少した。低濃度処理区では6月に無処理区よりやや大きい値となったが、7月以降は小さくなり、この傾向は生育期間を通じてみられ、処理2(1)より処理3(1)で小さかった。高濃度処理区の処理4(1)、5(1)は6月に無処理区および低濃度処理区より小さくなり、7月にその差は広がり、この傾向は生育期間を通じてみられ、処理4(1)より処理5(1)でさらに小さかった。葉は低濃度処理区、高濃度処理区ともに無処理区同様の季節変化を示し、6月から7月の減少が大きく、その後は徐々に減少した。低濃度処理区では6、7月は無処理区との差はなく、8月以降小さくなり、その後も生育期間後半まで同様の傾向がみられた。高濃度処理区では、6月に無処理、低濃度処理区より小さく、7月にその差は広がった。しかし、8月以降無処理区との差はみられたが、低濃度処理区との差が小さくなった。

このようにCu処理の影響として含水量は減少し、その傾向は高濃度処理区の6、7月の根において顕著に現れた。しかし、これらの苗も8月以降、処理間の差は小さくなり、むしろ大きい値となった。このような根の変化は直接的には地上部の各器官の含水量に影響しなかった。地上部では6月に根ほどの含水量の減少はみられなかったが、高濃度処理区で減少した。地上部非同化器官では7月以降Cu濃度が高い処理区ほど含水量が減少し、この傾向は生育期間を通じてみられた。葉は地上部非同化器官よりCuの影響は現れにくかったが、同様の傾向がみられた。

6-2 1, 2年生苗の養、水分量の経年変化

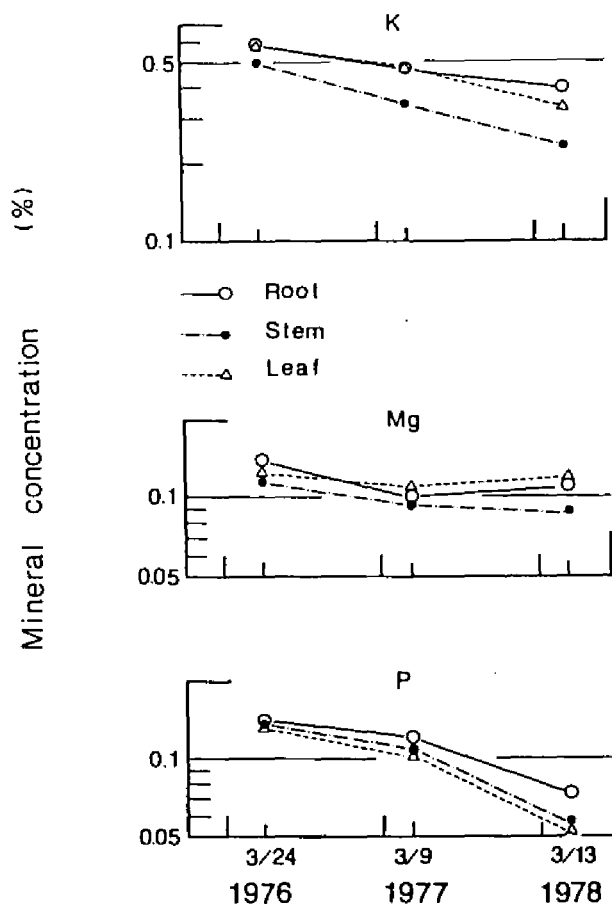


図 6 - 2 - 1 Cu処理を施していない 1, 2 年生苗の器官別 K, Mg, P 濃度の経年変化

イ) 1, 2 年生苗の器官別 K, Mg, P 濃度の経年変化

Cu 処理を施していない当年, 1, 2 年生苗のそれぞれその年の生育を終えた 3 月における各器官の K, Mg, P 濃度の経年変化を図 6 - 2 - 1 に示した。ここでは根, 葉, 地上部非同化器官 (stem) の濃度変化について考察することにする。

K 濃度は, 当年生苗では根で 0.58%, 地上部非同化器官で 0.49%, 葉で 0.58% となり, 各器官ともに当年生苗から, 1, 2 年生苗にかけて同じように低下した。器官の濃度順位は地上部非同化器官が最も低く, 葉と根の濃度は当年, 1 年生苗では変わらず, 2 年生苗で葉の濃度がやや低かった。

Mg 濃度は, 当年生苗では根で 0.14%, 地上部非同化器官で 0.11%, 葉で 0.13% となり,

各器官ともに当年生苗から1年生苗でやや低下がみられたが、1、2年生苗ではほとんど変化はみられず、この2年間の濃度差は小さかった。器官間の濃度差は小さいが、地上部非同化器官がやや低かった。

P濃度は、当年生苗では根で0.14%、地上部非同化器官で0.14%、葉で0.13%となり、各器官ともに当年生苗から、1、2年生苗にかけて低下し、2年生苗の濃度低下が大きかった。器官の濃度順位は当年生苗では差が小さく、1、2年生苗では根の濃度がやや高かった。

7) 1、2年生苗のK, Mg, P濃度に及ぼすCu処理の影響

各Cu処理段階における、当年、1、2年生苗のそれぞれその年の生育を終えた3月にお

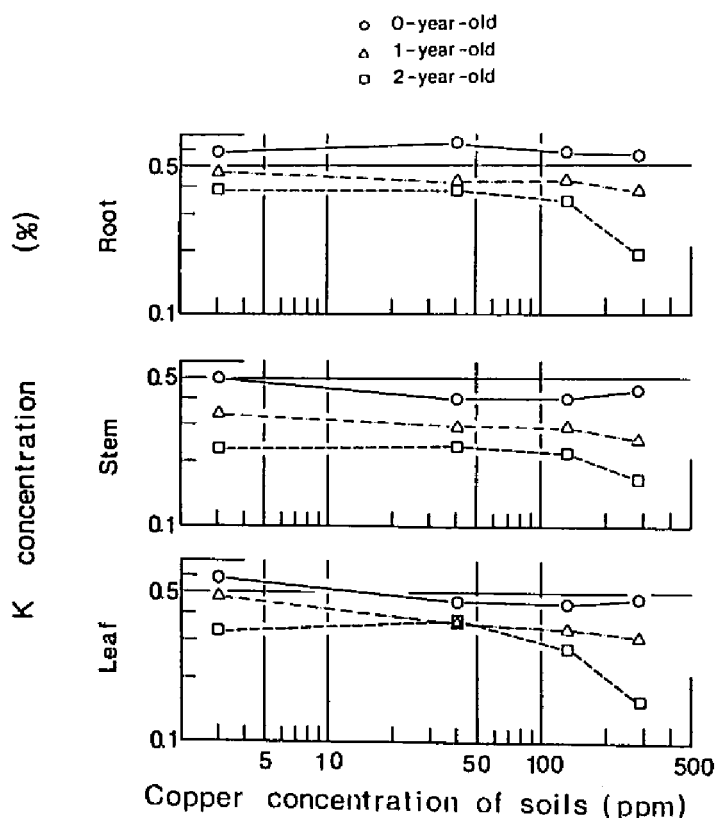


図6-2-2(1) 1、2年生苗の器官別K濃度変化に及ぼすCuの影響

土壌Cu濃度は処理1(2)-2.91ppm, 処理2(2)-40.9ppm, 処理3(2)-133ppm, 処理4(2)-298ppmである

ける各器官のK, Mg, P濃度変化を図6-2-2に示した。ここでは根, 地上部非同化器官, 葉の濃度変化について考察することにする。

Kは, 根においては当年生苗では処理間の濃度差はみられなかった。1年生苗においても処理間の濃度差は小さかったが, 処理4(2)で低下する傾向がみられた。2年生苗では処理1(2), 2(2)の差はなかったが, 高濃度処理区で低下し, 処理4(2)の低下が明らかであった。地上部非同化器官は当年生苗では処理間の濃度差は小さかったが, Cu処理区で濃度はやや低下した。1年生苗でも処理間の濃度差は小さかったが, Cu濃度が高い処理区ほどK濃度は低下した。2年生苗でも傾向はほぼ同じで, 高濃度処理区の処理4(2)の低下が明らかであった。葉は当年生苗では処理間の濃度差は小さかったが, Cu処理区で低くなった。1年生苗ではCu濃度が高い処理区ほど, 濃度は低下した。2年生苗では処理1(2)と処理2(2)の濃度差は小さく, 高濃度処理区では低下し, 処理4(2)の低下が明らかであった。こ

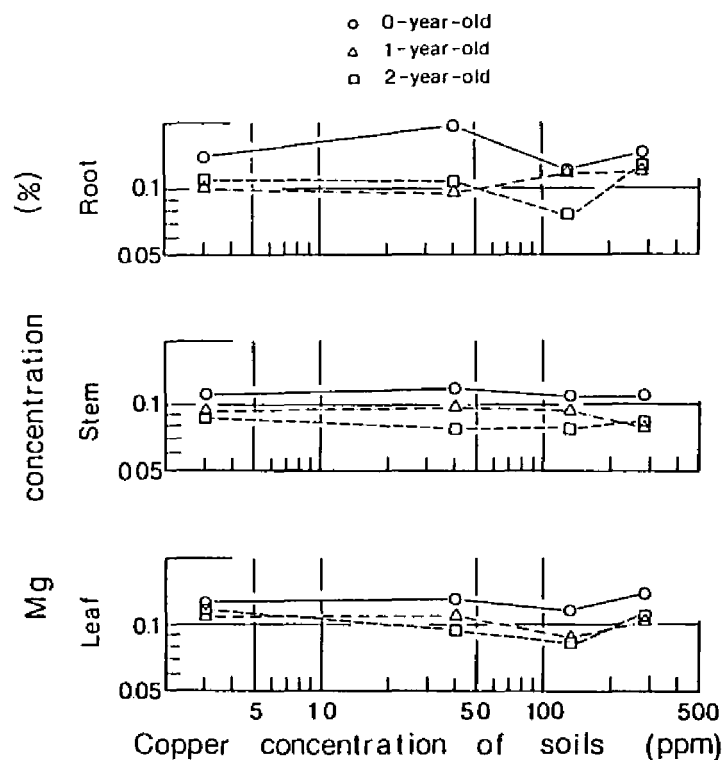


図6-2-2(2) 1, 2年生苗の器官別Mg濃度変化に及ぼすCuの影響

土壌Cu濃度は処理1(2)-2.91ppm, 処理2(2)-40.9ppm,
 処理3(2)-133ppm, 処理4(2)-298ppmである

のようにK濃度はCu処理の影響として各器官で濃度低下がみられたが、当年生苗では影響が現れにくく、1年生苗で処理間差がみられるようになり、2年生苗では高濃度処理区の低下が明らかになった。これらの傾向は葉および根において顕著であった。

Mgは、根においては当年生苗では無処理区より低濃度処理区で濃度が高く、高濃度処理区の処理3(2)では低下し、処理4(2)では処理3(2)よりやや高い値となった。1年生苗では処理1(2)、2(2)でほとんど差がなく、高濃度処理区の処理3(2)、4(2)で濃度がやや高くなった。2年生苗では処理1(2)、2(2)の差はみられず、処理3(2)で濃度は低下し、処理4(2)で無処理区より高い値となった。地上部非同化器官は当年生苗では処理間の濃度差はみられなかった。1年生苗では処理間の濃度差は小さかったが、処理4(2)で低下した。2年生苗では処理間の濃度差はみられなかった。葉は当年生苗で処理間の濃度差は小さか

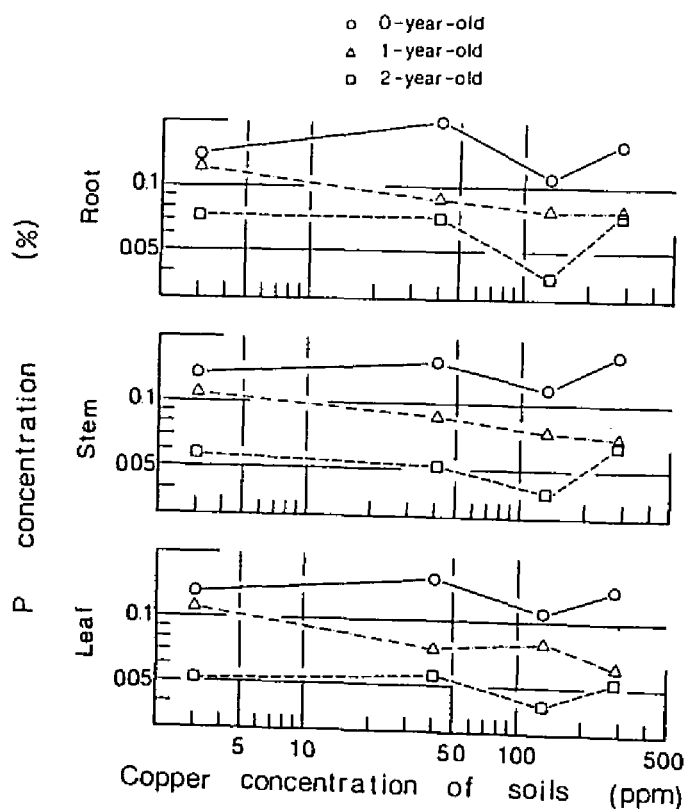


図6-2-2(3) 1, 2年生苗の器官別P濃度変化に及ぼすCuの影響

土壌Cu濃度は処理1(2)-2.91ppm, 処理2(2)-40.9ppm, 処理3(2)-133ppm, 処理4(2)-298ppmである

ったが、処理3(2)で低く、処理4(2)で高い傾向がみられた。この傾向は1, 2年生苗についても同様であった。このようにMg濃度はCu処理の影響として各器官で濃度は低下するものと思われるが、比較的影響は現れにくく、特に地上部の濃度変化は小さかった。また、生長の遅れた苗はMg濃度を高いレベルで保っているものと考えられ、当年, 1年, 2年生苗の高濃度処理区の処理4(2)の根, 葉でやや高くなる傾向がみられた。

Pは、根においては当年生苗では低濃度処理区で無処理区より濃度が高く、高濃度処理区の処理3(2)では低下し、処理4(2)では高い値となった。1年生苗ではCu濃度が高い処理区ほどP濃度が低下する傾向がみられた。2年生苗では処理1(2), 2(2)の濃度差はなく、処理3(2)の濃度が低く、処理4(2)では処理3(2)より高い値となった。地上部非同化器官および葉の濃度変化は、当年, 1年, 2年生苗ともに根とほとんど変わらなかった。このようにP濃度は器官ごとの濃度変化に大きな違いがみられず、Cu処理の影響による濃度変化が大きかった。Cuの添加によってP濃度は低下するが、生長の遅れが著しい当年, 2年生苗の高濃度処理区では濃度が高くなった。

h) 1, 2年生苗の植物体内含水量に及ぼすCu処理の影響

1, 2年生苗のそれぞれその年の生育を終えた3月における各器官の含水量の経年変化を図6-2-3に、2年生苗の7月から9月の生長期の葉のCu濃度に対する含水量の変化を図6-2-4に示した。

Cuを施していない1年生苗の根の含水量は209%となり、2年生苗で減少して178%となった。葉は1年生苗で148%, 2年生苗では変化がみられなかった。地上部非同化器官は1年生苗で111%, 2年生苗でやや減少した。このように1, 2年生苗の含水量は根では2年生苗で減少したが、地上部ではほとんど変化はみられず、器官ごとの含水量は根>葉>地上部非同化器官の順となった。

Cu処理区においては、根の含水量は低濃度処理区、高濃度処理区ともに1年生苗から2年生苗で減少し、無処理区より減少が著しかった。1年生苗では低濃度処理区は無処理区との差が小さかったが、これらの処理区に比べ高濃度処理区の含水量は大きく、処理3(2)より処理4(2)で大きかった。2年生苗では低濃度処理区は無処理区より小さくなった。高濃度処理区では無処理区との差が小さくなるが、1年生苗同様に無処理区より大きい値となった。葉は、低濃度処理区、高濃度処理区ともに1年生苗から2年生苗の経年変化は小さかった。1年生苗, 2年生苗ともに処理間差が認められなかった。地上部非同化器官は、

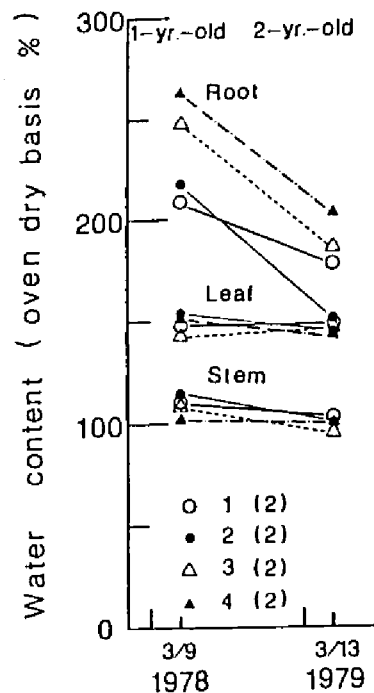


図6-2-3 1, 2年生苗の器官別含水量の経年変化

低濃度、高濃度処理区ともに1年生苗から2年生苗でやや減少した。葉同様に1年生苗、2年生苗ともに含水量に処理間差は認められなかった。

次に、2年生苗の生長期には、葉の含水量は、葉のCu濃度が高くなるにつれて減少し、葉の濃度が10ppm以下では含水量は200%前後であったが、25ppmでは150%前後となった。また、20ppmを超える場合には個体によっては含水量は100%以下となった。1, 2年生苗の生長停止期の含水量との比較から、生長期には含水量は大きくなるが、葉のCu濃度が高い個体では含水量はほとんど増加しないようであった。

6-3 まとめ

当年生苗は発芽した植物が子葉、胚軸、幼根から葉、幹、根へと発達していく過程であり、植物体内の養分濃度は大きく変化した。この過程で測定したHg, K, Pのすべての養分はCuの影響として濃度が低下する傾向がみられたが、その現れ方や程度は養分によって異

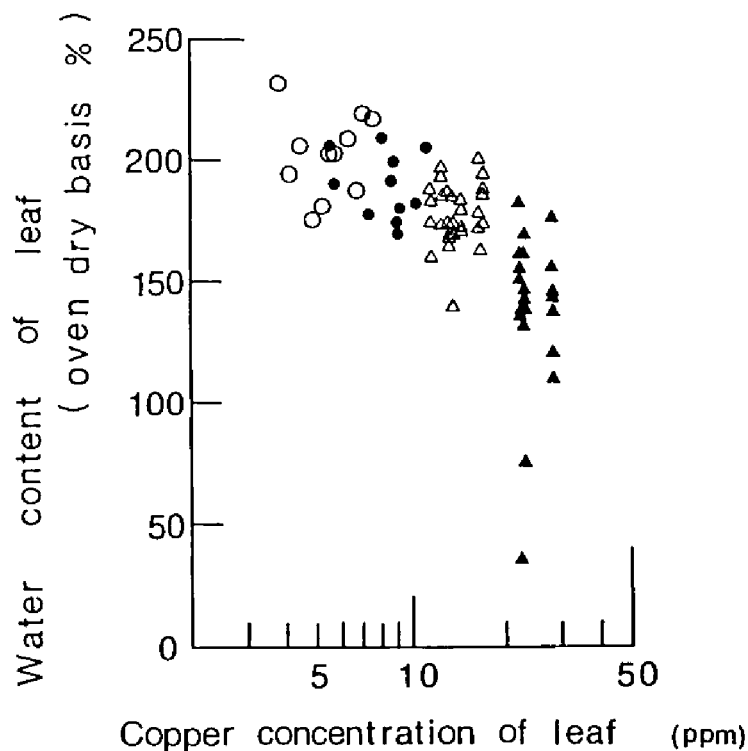


図 6 - 2 - 4 2 年生苗の生長期の葉の含水量と Cu 濃度の関係

なった。すなわち K は生長初期に濃度が低下する傾向がみられたが、後半には濃度差が小さくなった。Mg は生育期間前半には影響が現れにくく、根の濃度変化が地上部に伝わりにくく、葉では生育期間後半に高濃度処理区で濃度が低下した。P は低濃度処理区では生育期間半ばから濃度低下がみられたが、高濃度処理区では生育期間前半には濃度が高く、後半に低下した。Mg、P では高濃度処理区で濃度が高くなる傾向がみられたが、P では他の養分に比べて生長初期の濃度が特に高く、Mg では地上部においては生育期間を通じて濃度が低下するため、生長の遅れた苗では濃度を高い状態で維持したものと考えられた。このように当年生苗の養分濃度変化への影響の現れ方については、養分自体の持つ濃度の季節変化、器官ごとの濃度変化、時期的な養分の吸収、移動速度がそれぞれ異なり、比較は困難であるが、Cu の影響は P では現れ易く、Mg、K では現れにくかった。また、器官では根と葉の濃度変化に影響が現れ易かった。

当年、1 年、2 年生苗の 3 月時の生長停止期の K、Mg、P 濃度の測定からは、K、P は当年、

1年、2年生苗で経年的に濃度は低下し、Mgは当年から1年生で低下がみられたが、1、2年生苗の濃度変化は小さかった。Cu処理の影響は、Kは当年生苗への影響は小さく、1、2年生苗で高濃度処理区の濃度低下が徐々に明らかになった。Mg、Pは高濃度処理区で濃度が低下する傾向がみられ、さらに濃度の高い処理区では、根の生長阻害が大きい当年生苗と、ほとんど生長が停止した2年生苗で濃度が高くなった。このような現象はPでは各器官でみられ、Mgでは根で明らかであったが、地上部では現れにくかった。このように3養分ともに影響の現れ方は異なるが、Cu処理の影響はPで大きく、K、Mgでは小さく、当年生苗の季節変化で得られた結果とほぼ同様であった。

本実験からはCu処理による植物体内養分に及ぼす影響は各養分ともに濃度の低下として現れ、土壌養分濃度の低下（第3章）、根の形態的变化と絶対量の不足に伴う吸収力の低下（第4章）、植物体内のCu濃度の上昇（第5章）がこのような養分濃度変化に影響を与えたものと考えられた。しかし、測定した養分では、高濃度処理区では苗の生長の低下（第4章）に伴う濃度変化の影響が大きく、養分の濃度低下が生長の低下に直接的に影響したとは考えられなかった。

含水量は、高濃度処理区では、当年生苗の6、7月に根において著しく減少した。その後、高濃度処理区では、むしろ無処理区よりやや大きい値を示した。このような含水量の変化は、高濃度処理区の根の生長が生育期間前半に極度に阻害され、その後回復が著しかったこと（第4章）による影響が大きかったものと考えられる。根に比べると地上部では含水量の変化は小さかったが、地上部非同化器官では生長期にはCu濃度が高い処理区ほど減少し、葉においても同様の傾向がみられた。田崎（1951）は、当年生クロマツ苗のshootの含水量は7月の時点で250%ぐらいに減少すると枯死現象が現れると報告している。本実験でも、7月から8月の地上部の含水量は高濃度処理区では250～300%となり、この時期にこれらの苗がかなり危険な体内水分条件下に置かれていることが明らかになった。また、1、2年生苗の生長停止期の含水量は地上部においては処理間差はみられず、生長の遅れた高濃度処理区の根では大きくなり、生長停止期では含水量に及ぼすCuの影響はみられなかった。しかし、2年生苗の生長期には葉のCu濃度が高いものほど含水量は減少し、高濃度処理区では個体によっては100%以下となった。このように、高濃度処理区の根の生長が著しく阻害された発芽から夏までと1、2年生苗の生長期には、根の機能の低下に、土壌の乾燥が地表面に集中する（田崎、1951）ことも加わって、植物体内の含水量は減少し、このように個体は衰弱し枯死していったものと考えられた。

第7章 クロマツ稚苗の光合成、呼吸速度に及ぼす影響

7-1 当年生苗の光合成、呼吸速度の季節変化

1) 当年生苗の光合成速度の季節変化

一般に光-光合成曲線は次の式で表される（依田，1971；戸塚ら，1973）。

$$P_g = \frac{b I}{1 + a I} \quad 1)$$

$$\frac{1}{P_g} = \frac{1}{b I} + \frac{a}{b} \quad 2)$$

ここで P_g は単位葉量（葉面積または葉重量）あたり、単位時間あたりの総光合成速度、 I は照射された光エネルギー量、例えば照度を表し、 a 、 b は種や葉の性質などによって決まる係数である。1)あるいは2)式は双曲線で、 b は $I = 0$ における方向係数、すなわち、光合成曲線の原点からの立ち上がりの勾配を表し、 b/a はこの曲線の漸近線の値、すなわち、光飽和の状態での総光合成速度を表す。それぞれの I に対する P_g を対数軸上にプロットして、篠崎のC-D定規（篠崎，1961）を利用して、Bポイント（ I_b 、 P_{gb} ）を読み取ることによって、各係数は容易に求めることができる。ここで $I_b = 1/a$ 、 $P_{gb} = b/2a$ の関係があり、 $a = 1/I_b$ 、 $b/a = 2P_{gb}$ である。また上記の関係からも明らかに、係数 a は総光合成速度が光飽和時の最大総光合成速度の $1/2$ の値となる時（Bポイント）の I の逆数であり、 a が大きいと I_b は小さくなり、光飽和時の I の値が小さくなる（依田，1971；戸塚ら，1973）。

当年生苗の6月から11月の光合成、呼吸量測定値を用いて、総光合成速度を求めた。総光合成速度算出のための呼吸速度は地上部乾重量あたりの暗呼吸速度を用い、光合成速度の単位量は葉の乾重量を用いた。処理区ごとに光-光合成曲線を描き（図7-1-1）、C-D曲線のBポイントから、 a （ $1/\text{Klux}$ ）、 b （ $\text{CO}_2 \text{ } \mu\text{g/g d.w.} \cdot \text{hr} \cdot \text{Klux}$ ）、 b/a （ $\text{CO}_2 \text{ } \mu\text{g/g d.w.} \cdot \text{hr}$ ）を求めた。ここでは光合成曲線を決定する各係数に及ぼすCuの影響

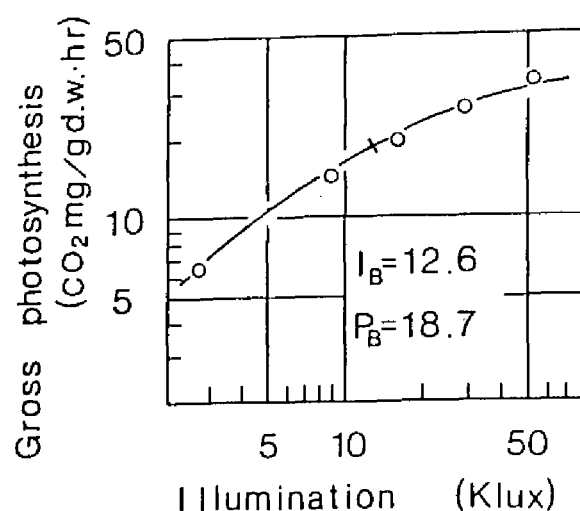


図 7 - 1 - 1 当年生苗の光－光合成曲線（6月，処理1(1)）

について考察することとし，図 7 - 1 - 2 にその季節変化を示した。

Cu処理を施していない当年生クロマツ苗の係数 a は，6月の値が大きく，9月まで徐々に減少し，その後は安定した。 b は a とほぼ同様に生育期間前半から後半に向かって漸減した。 b/a は，6月の値が大きく，8月まで減少し，その後の変化は小さかった。このような結果から，当年生苗の光－光合成曲線は，発芽直後においては，光飽和に達する時の照度は低く，その時の光合成速度は高く，弱光下では光合成曲線の立ち上がりの勾配が急であった。その後は徐々に光飽和に達する時の照度は高まり，その時の光合成速度は低下し，弱光下では曲線の立ち上がりの勾配が緩やかになり，9月以降の生育期間の後半には季節変化が少なくなった。

Cu処理区では，低濃度処理区の a の季節変化は，生育期間中無処理区との大きな違いはみられなかった。このうち処理2(1)は無処理区とほぼ同じ値となり，処理3(1)は少し小さかった。 b は季節変化，無処理区との関係ともに a とほぼ同様であった。 b/a は無処理区と同様の季節変化を示した。生育期間を通じて無処理区との差は小さかったが，生長が盛んな時期には無処理区よりやや小さい値を示した。このように低濃度処理区では発芽直後に，無処理区と比較して，光飽和時の光合成速度に差はみられなかったが，光飽和に達する時の照度は高まり，光－光合成曲線の弱光下での立ち上がりの勾配は緩やかになった。この傾向は生育期間を通じて変わらなかった。

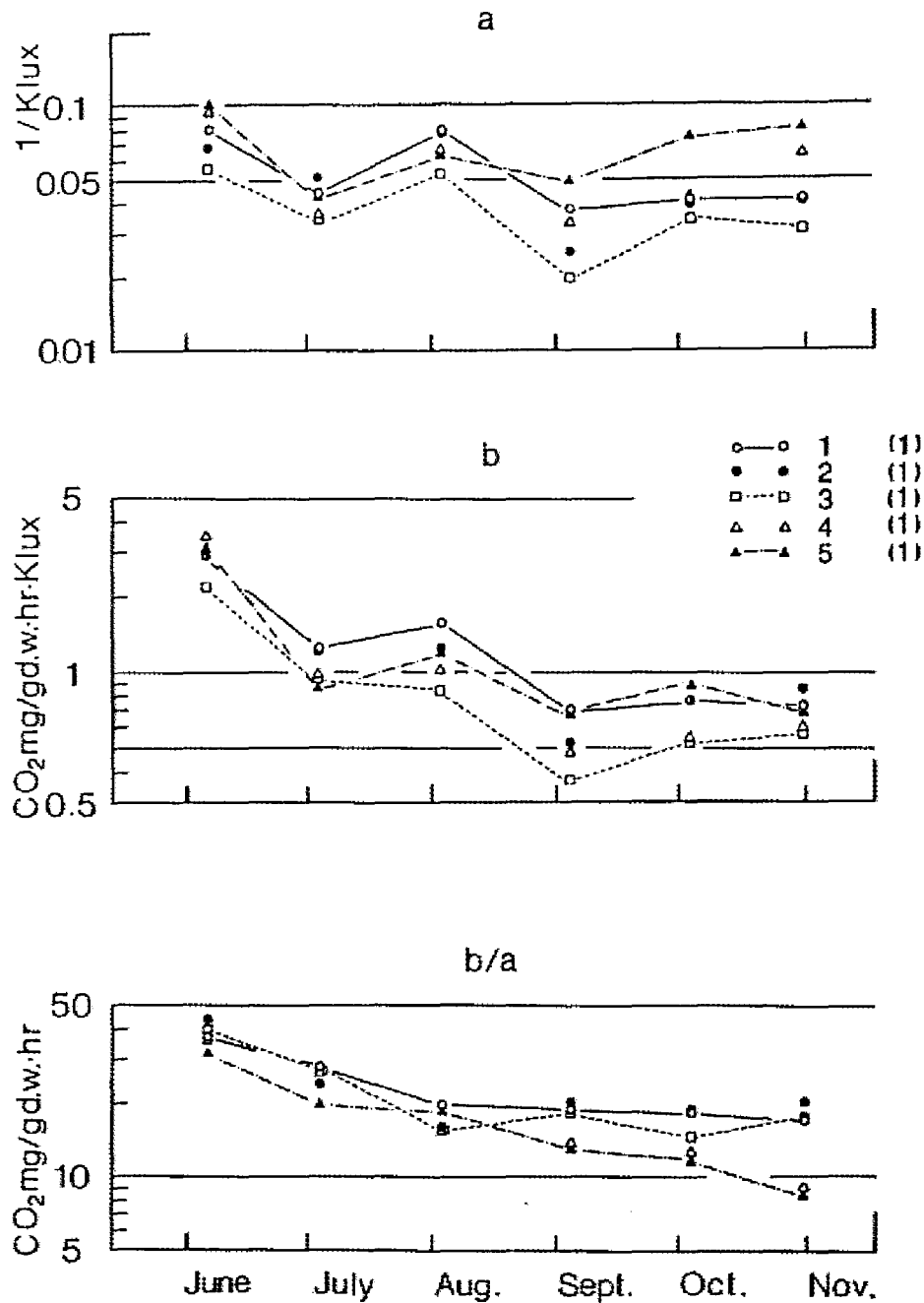


図7-1-2 当年生苗の係数，a，b，b/aの季節変化

高濃度処理区のaの季節変化は生育期間前半では無処理区との大きな違いはみられなかったが，9月以降大きくなった。6月には無処理区よりやや大きく，7，8月には一時的に小さくなったが，9月以降再び大きい値となった。また生育期間を通じて低濃度処理区より大きかった。bはaとほぼ同様の季節変化を示した。6月には無処理区よりやや大き

く、7月以降は無処理区より小さく、低濃度処理区より大きかった。 b/a は生育期間を通じて徐々に減少し、無処理区および低濃度処理区とやや異なった季節変化を示した。6月に無処理、低濃度処理区より小さい値となり、生育期間を通じてこの傾向がみられ、後半にはその差は広がった。

このように高濃度処理区では、発芽直後は、無処理、低濃度処理区に比べて光飽和に達する時の照度は低く、その時の光合成速度は低かった。光－光合成曲線の弱光下での立ち上がりの勾配は無処理区に比べやや急であるが、その差は小さかった。その後、光飽和に達する時の照度は夏期には一時的に無処理区よりが高まるが、生育期間後半には低下した。光飽和時の光合成速度はその後も低下がみられ、生育期間後半には無処理、低濃度処理区との差が広がった。弱光下での立ち上がりの勾配は無処理区より緩くなったが、低濃度処理区より急であった。

以上の結果から、当年生クロマツ苗の光－光合成曲線の各係数は、ともに発芽間もない時期の値が大きく、その後は減少して安定する傾向がみられた。ここで、各係数が季節的な変動が比較的小さくなる夏以降の結果に注目してみると、Cuの影響は低濃度処理区では光飽和時の光合成速度の最大値への影響はほとんどみられなかったが、光飽和に達する時の照度は高くなり、弱光下での光－光合成曲線の立ち上がりの勾配が緩くなった。高濃度処理区では光飽和時の光合成速度は低下し、その時の照度は低くなり、弱光下での立ち上がりの勾配は低濃度処理区と無処理区との間にあり、むしろ無処理区に近かった。

d) 当年生苗の呼吸速度の季節変化

当年生苗の暗黒下の苗の CO_2 放出量を呼吸量とみなして、地上部の乾重量あたりの呼吸速度の季節変化を図7-1-3に示した。

当年生苗の呼吸速度は6月に高く、その後は次第に低くなり、10月に最低となった後、再び11月に少し高まるといった季節変化を示した。各処理区では、多少の変動はあるにしても生育期間を通じての季節変化はほぼ同じとみてよいと思われる。

Cu処理区の呼吸速度は、6、7月には無処理区との処理間の違いはみられなかった。その後、低濃度処理区では8、9、10月において無処理区よりやや低くなったが、高濃度処理区の処理4(1)においては無処理区よりやや高くなり、処理5(1)では明らかに高くなった。

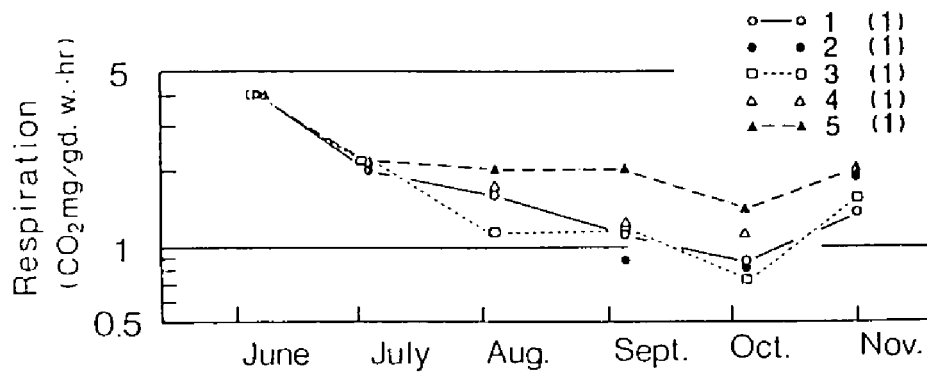


図 7 - 1 - 3 当年生苗の暗呼吸速度の季節変化

7 - 2 1, 2 年生苗の光合成, 呼吸速度に及ぼす影響

1) 光 - 光合成曲線に現れる Cu 処理の影響

2 年生苗の 7 月半ばから 8 月後半の, 特に葉の Cu 濃度が低かった処理 1 (2) と処理 2 (2) と最も高かった処理 4 (2) の試料の光 - 光合成曲線を図 7 - 2 - 1 に示した。ここでは地上部あたりの純光合成速度を示し, 測定温度は $25.0 \pm 0.5^\circ\text{C}$ である。

葉の Cu 濃度が 5ppm 台 (処理 1 (2) と処理 2 (2)) の 2 年生クロマツ試料の光合成は夏期には $50 \sim 60\text{Klux}$ で光飽和に達し, その時の純光合成速度は $3 \text{ CO}_2\text{mg/g d.w.} \cdot \text{hr}$, 暗呼吸速度は $0.7 \sim 0.8 \text{ CO}_2\text{mg/g d.w.} \cdot \text{hr}$, 光の補償点は 4Klux 付近であった。葉の Cu 濃度が 28.5ppm (処理 4 (2)) の試料では光飽和に達する時の照度は 40Klux で, その時の光合成速度は $1.5 \text{ CO}_2\text{mg/g d.w.} \cdot \text{hr}$, 光の補償点は 7Klux となった。このように葉の Cu 濃度が高い試料では光飽和に達する時の照度は低く, その時の光合成速度は低下し, 光の補償点は照度の高い側に移行する傾向がみられた。

次に当年生苗の光合成速度の季節変化の解析に用いた手法を用いて, 各測定例ごとにそれぞれの照度における葉の乾重量あたりの総光合成速度の測定値を両対数グラフ上にプロットし, C - D 定規を用いて光 - 光合成曲線を決定した。ここで B ポイントから光合成曲線の性質を示す, a , b , b/a の係数を求め, 各係数と測定に用いた葉の Cu 濃度との関係を示したのが図 7 - 2 - 2 である。

係数 a は葉の Cu 濃度が $5 \sim 10\text{ppm}$ の範囲では濃度差による明らかな傾向がみられなかったが, これらと比べると 30ppm 前後の a の値はかなり大きい値となった。ここで葉の濃度が

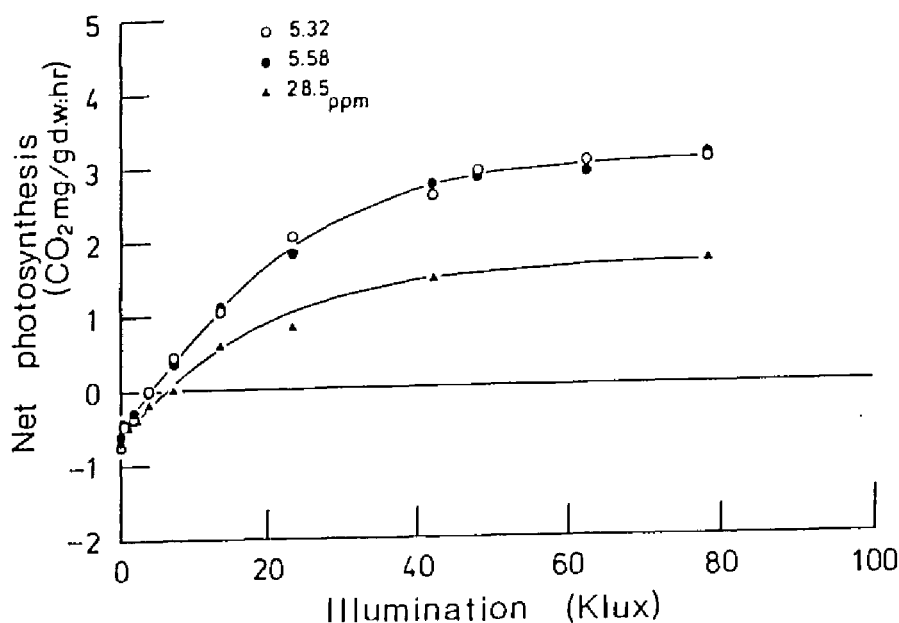


図 7 - 2 - 1 2 年生苗の光 - 光合成曲線

10~30ppmの範囲におけるaと葉の濃度の関係から、7.5ppm前後に変曲点があり、それより高いあるいは低い濃度ではaの値は大きくなると思った。bについては葉の濃度が7.5ppm付近で小さい値となり、5ppm、30ppmの時にbは大きかった。ここでも葉の濃度が7.5ppm前後に変曲点があり、これを境にして濃度が高いあるいは低い場合にはbの値が大きくなると思った。b/aは葉の濃度が5~30ppmの範囲で、濃度の上昇とともに値は減少した。

ここで葉のCu濃度が最も低い5ppm前後の苗の光 - 光合成曲線を基準に考えると、7.5ppm付近では光飽和に達する時の照度は高くなり、その時の光合成速度は低下し、光 - 光合成曲線の弱光下での立ち上がりの勾配は緩やかになった。葉のCu濃度が7.5ppmより上昇すると、光飽和時の光合成速度はさらに低下し、再び光飽和に達する時の照度は低くなり、光 - 光合成曲線の弱光下での立ち上がりの勾配も徐々に急になった。30ppm付近では5ppm前後に比べても、光飽和に達する時の照度とその時の光合成速度は低く、弱光下での光合成曲線の立ち上がりの勾配もやや急になった。

図 7 - 2 - 3 は葉のCu濃度に対する各光段階における葉乾重量あたりの総光合成速度を示した。図中では実測値を点で示し、前述の葉の濃度に対する各係数から逆算した推定値を線で表した。ここでは葉の濃度が5ppm前後を低濃度、7.5ppm前後を中濃度、30ppm前後を

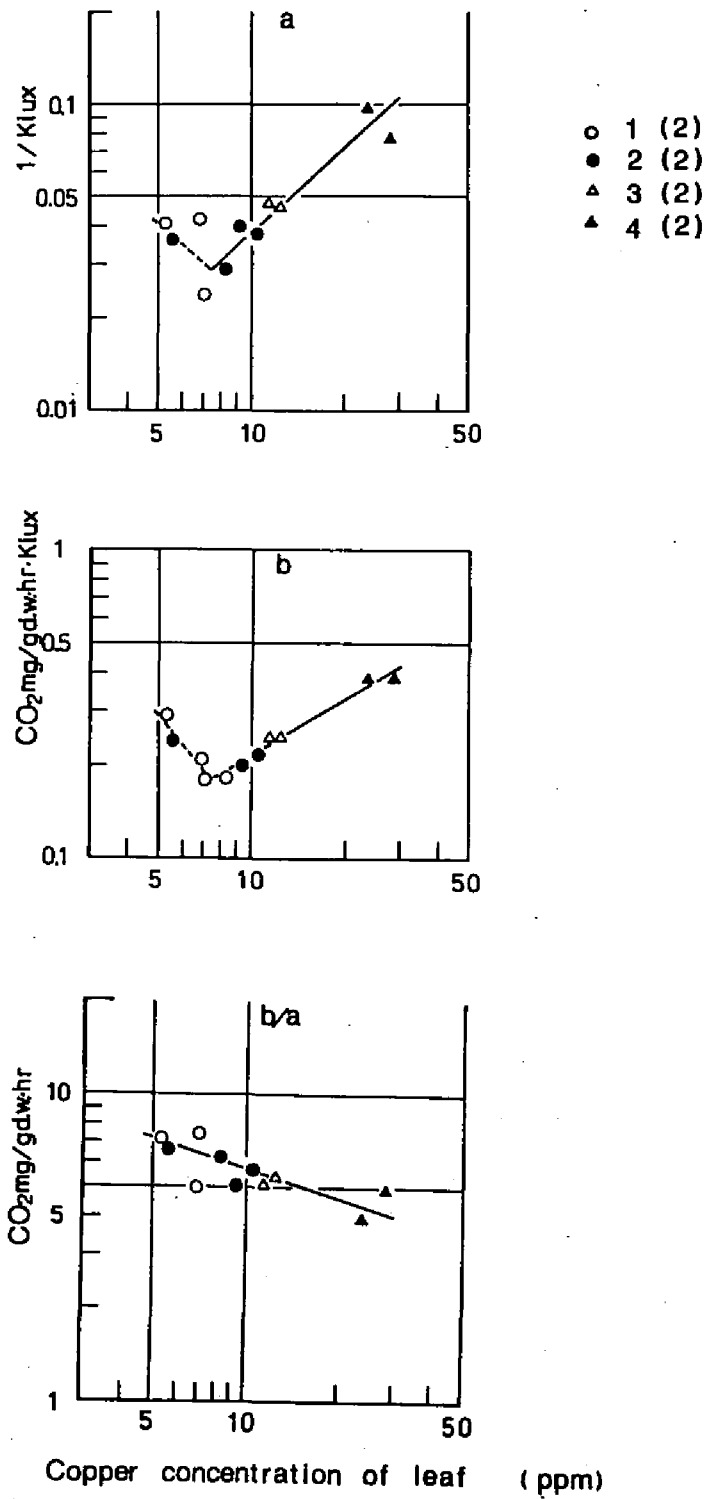


図 7 - 2 - 2 2 年生苗の係数, a, b, b/a と葉の Cu 濃度の関係

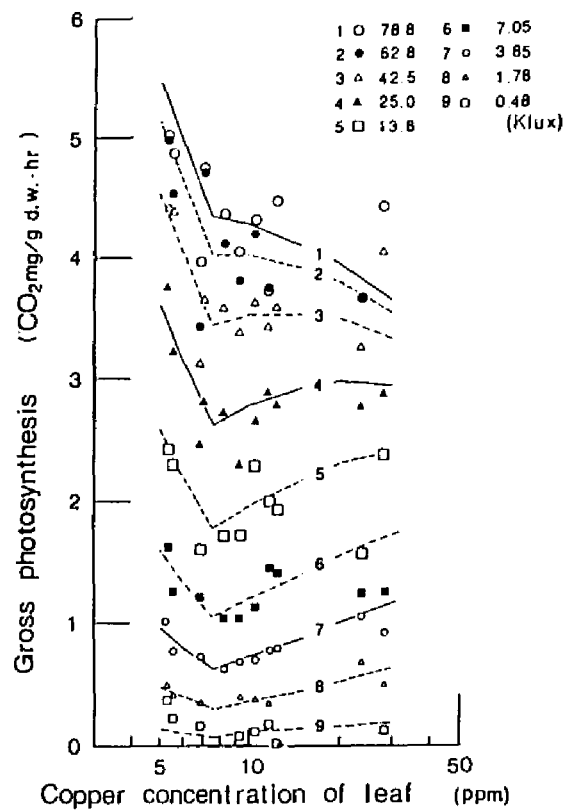


図 7 - 2 - 3 2 年生苗の各光段階における光合成速度と葉のCu濃度の関係

高濃度として表現する。

グラフ上では実測値と推定値はかなりの適合性を示し、照度が80Klux付近では低濃度から中濃度にかけて光合成速度は急激に低下し、中濃度から高濃度にかけても低下するが、低下率は低かった。25Klux付近では低濃度から中濃度にかけての光合成速度の急激な低下がみられるが、高濃度においては中濃度より光合成速度が高まる傾向がみられた。10Klux以下では低濃度から中濃度にかけての光合成速度の低下が緩やかになり、中濃度から高濃度への光合成速度の上昇が大きくなって、低濃度と高濃度の光合成速度に差がなくなった。1Klux以下では低、中、高濃度の光合成速度の差がなくなった。

このように、生長期の2年生苗ではそれぞれの個体が最大の生産を行うのに十分な光条件下においては、葉のCu濃度が高くなるにつれて光合成速度は低下した。しかし、十分な光が得られない時には、葉の濃度が7.5ppm前後の苗ではそれより濃度が高い苗より光合成速度は低下した。

ii) 温度－光合成曲線に現れるCu処理の影響

2年生苗の生長期における光合成速度と温度の関係を図7-2-4に示した。測定は8月初めから9月後半にかけて行い、照度は78.8Klux、ここでは地上部あたりの純光合成速度を示した。

Cu処理を施していない2年生苗の地上部の純光合成速度の最適温度は20℃付近にみられ、最適温度における光合成速度の最大値は3.5 CO₂mg/g d.w.・hr前後となった。30℃以上の高温部では温度の上昇に対して光合成速度の低下が著しく、40℃では最適温度の1/2以下となり45℃付近で温度の補償点となった。

Cu処理区のうち、処理2(2)においては、最適温度、温度の補償点ともに無処理区との大きな違いはみられなかった。各温度における光合成速度は、測定試料によって変動があり、無処理区との違いは明らかでないが、全体的にはすべての温度段階において無処理区より低い傾向がみられた。高濃度処理区の処理3(2)、処理4(2)においても、最適温度は無処理区と同様に20℃付近であった。最適温度における光合成速度は処理3(2)では処理2(2)に比べやや低く、無処理区に比べ低かった。この傾向は各温度段階で変わらなかった。処

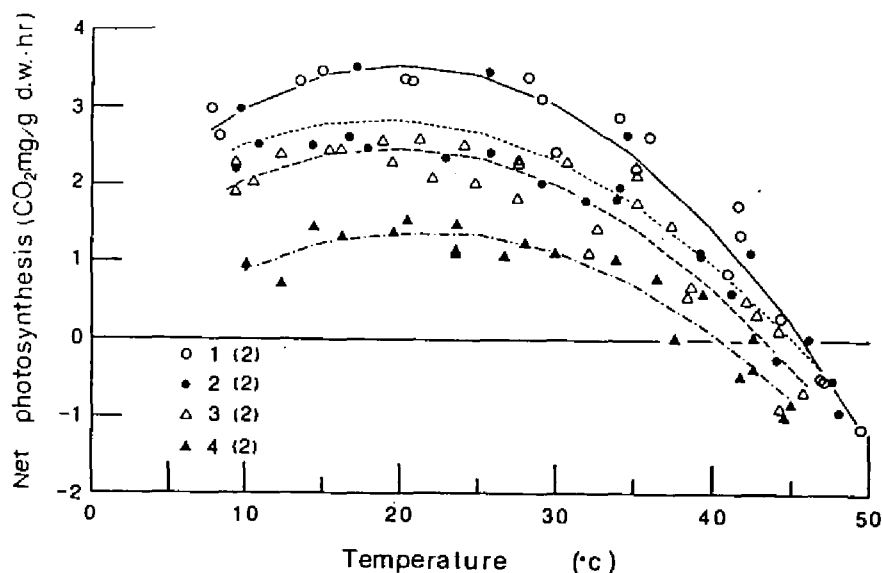


図7-2-4 2年生苗の光飽和時における光合成速度と温度の関係

理 4 (2) では処理 1 (2) ～ 3 (2) と比較して各温度段階で明らかに低い値となった。高温部では光合成速度が大きく低下し、温度の補償点は、低温側に移行した。これらの傾向は処理 3 (2) より処理 4 (2) で明らかで、処理 4 (2) では補償点は 40℃ 付近となった。

このように光合成速度と温度の関係から、最適温度はすべての処理区で 20℃ 付近となり処理間に違いはみられなかった。無処理区に比べ、Cu 濃度が高い処理区ほど各温度段階で光合成速度は低くなり、高温部での低下が大きく、温度の補償点は低温側に移行した。

h) 1, 2 年生苗の温度－呼吸曲線

当年, 1 年, 2 年生苗の生長期における地上部の暗呼吸速度の温度による変化を図 7 - 2 - 5 に示した。測定は夏期から生育期間後半にかけて行い、当年生苗では 11 月半ばから後半にかけて、1 年生苗は 9 月後半から 10 月初めと 11 月後半から 12 月初めにかけて、2 年生苗は 8 月半ばから 9 月終わりにかけて行った。

Cu 処理を施していないクロマツ苗の地上部の呼吸速度は、測定温度範囲では、当年, 1, 2 年生苗ともに温度が上昇するにつれて高まった。25℃ の時の値で比較すると、当年生の 11 月では 1.5 CO₂mg/g d.w.・hr, 1 年生苗の 9 月から 10 月では 0.7 CO₂mg/g d.w.・hr, 11 月から 12 月では 0.9 CO₂mg/g d.w.・hr, 2 年生苗の 8 月から 9 月では 0.5 CO₂mg/g d.w.・hr となり、呼吸速度は当年生苗で高く、1 年生苗では約 1 / 2 に低下したが、1 年生苗から 2 年生苗の低下は小さかった。

Cu 処理区では、当年生苗の呼吸速度は、11 月には 20～30℃ の温度範囲で、測定値のばらつきが大きかったが、無処理区より処理 2 (2) では低い値を示し、高濃度処理区の処理 3 (2) ではやや高くなり、処理 4 (2) ではさらに高い値を示した。

1 年生苗の 9 月から 10 月の測定では、20～40℃ の温度範囲では、呼吸速度の処理間差は小さかったが、Cu 濃度が高い処理区ほど低下した。11 月から 12 月の測定では、呼吸速度は 20～40℃ の温度範囲では処理 1 (2) ～ 4 (2) の差がほとんどみられなかったが、無処理区および低濃度処理区に比べ高濃度処理区で低下した。20～30℃ の温度範囲では高濃度処理区の処理 3 (2) と処理 4 (2) の差がなかったが、30～40℃ では処理 4 (2) が高くなった。

2 年生苗の 8 月から 9 月の測定では、呼吸速度は 20～30℃ の温度範囲で処理間差はなかった。30～40℃ の温度範囲では処理 1 (2) ～ 3 (2) の差は小さかったが、処理 3 (2) で低くなった。これらの処理区に比べ、処理 4 (2) で高くなった。

このようにクロマツ稚苗の呼吸速度は、当年生苗では無処理区より低濃度処理区で低く

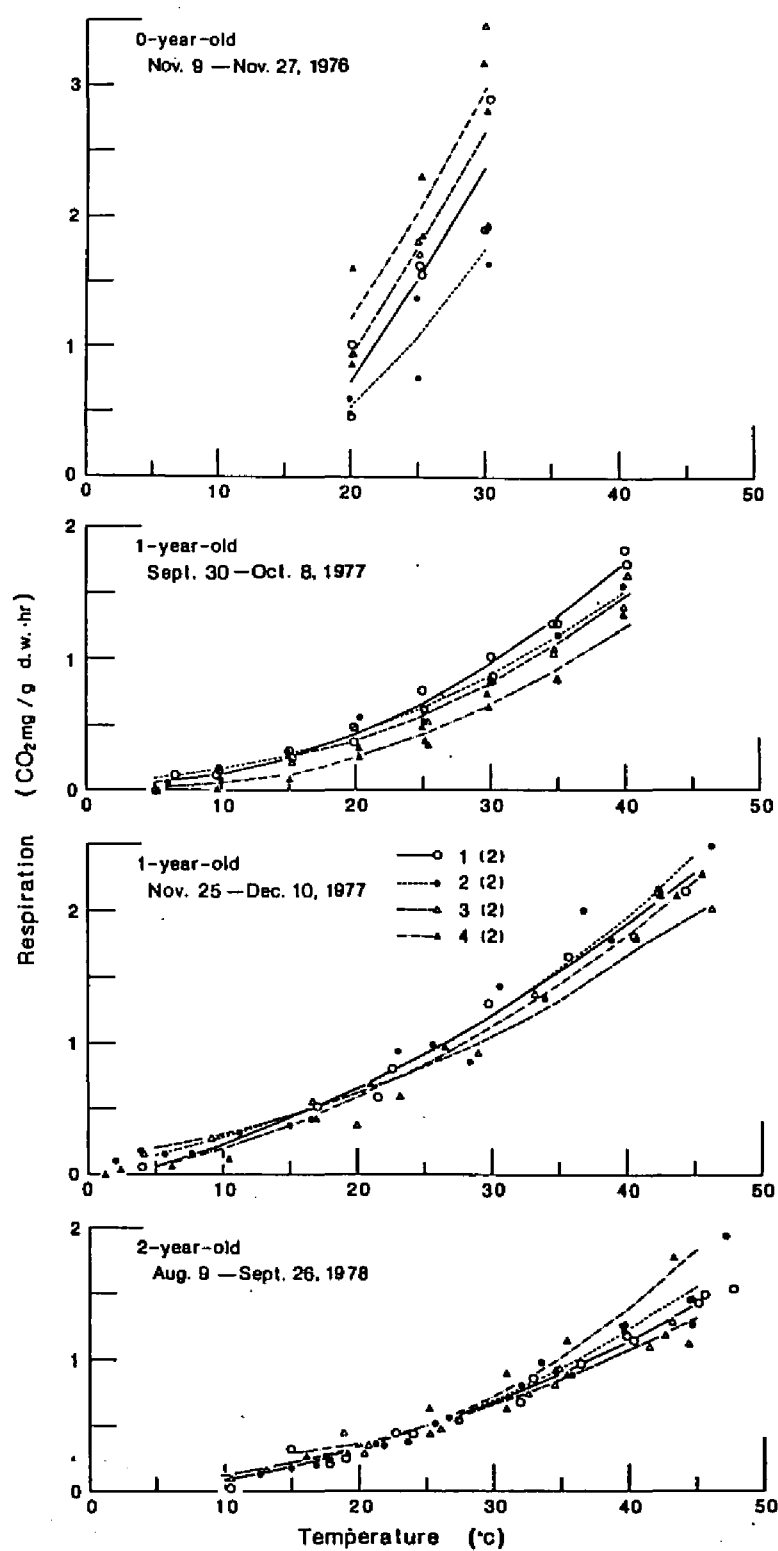


図 7 - 2 - 5 1, 2 年生苗の暗呼吸速度と温度の関係

なり、高濃度処理区で高まり、1年生苗ではCu処理区で低下するが、2年生苗では特に濃度の高い処理区では再び上昇した。呼吸速度に及ぼすCu処理の影響は比較的現れにくいですが、現れ方としては、Cu濃度の上昇によって呼吸速度は低下する。しかし、特に処理濃度が高い苗では呼吸速度はかえって正常苗より上昇するようである。また、これらの現象は温度範囲が20～30℃の常温では現れにくく、30℃以上の高温時に明らかとなった。

7-3 まとめ

クロマツ稚苗の光合成速度に及ぼすCuの影響は光-光合成の関係からは、低濃度処理区では光飽和に達する時の照度は高くなり、その時の光合成速度は低下し、光-光合成曲線の弱光下での立ち上がりの勾配は緩くなった。高濃度処理区では、光飽和に達する時の照度は低く、その時の光合成速度はさらに低下し、弱光下での光合成曲線の立ち上がりの勾配は急になった。その結果、低濃度処理区、高濃度処理区の光合成速度は各光段階で異なり、2年生苗ではほぼ光飽和に達する80Klux付近では葉のCu濃度が高くなるにつれて光合成速度は低下し、25Kluxに照度が低下すると葉の濃度が低い場合には濃度の上昇とともに光合成速度は低下し、7.5ppm付近が最低値となり、さらにCu濃度が上昇すると光合成速度は上昇した。この傾向はこの照度以下でも同様で、10Kluxに低下すると葉の濃度が低いものと高いものの光合成速度に差がなくなり、1Klux以下では葉の濃度と光合成速度の関係がみられなくなった。また、温度-光合成速度の関係から、最適温度はすべての処理区で20℃付近となり処理間差はみられなかったが、各温度段階でCu濃度が高い処理区ほど光合成速度は低下し、温度の補償点は低温側に移行することが明らかとなった。

呼吸速度については、当年生苗では発芽後2カ月間はCu処理の影響はみられず、その後、生長が盛んな時期には低濃度処理区ではやや低下し、高濃度処理区では高い値となった。当年生苗の呼吸速度の季節変化は生長の初期段階で高く、生育期間中に低下する。高濃度処理区では生長の進行が遅れているから呼吸速度の低下する時期が遅く、結果として呼吸速度が高い値を維持したことになる。1、2年生苗の温度-呼吸曲線からは、1年生苗の呼吸速度は、全体的にはCu処理区で低下した。2年生苗の9月では処理間の差は小さいが、高濃度処理区では呼吸速度の上昇がみられた。このように1、2年生苗の呼吸速度への影響は比較的現れにくいですが、その現れ方としてはCu濃度の上昇によって呼吸速度は低下し、特に濃度が高く、苗の衰弱も著しい場合には呼吸速度は増大すると考えられた。また、こ

のような呼吸速度への影響は、30℃以上の高温時にその差は明らかとなった。

クロマツ稚苗の光合成、呼吸速度は、根岸（1986）もアカマツほかの針葉樹の稚苗で指摘しているように、季節的には生長の初期段階で高く、生育期間中の低下が大きい。また、1，2年生苗では当年生苗より低下しており経年的にも変化する。一方苗の生育段階の進行はCu処理によって変わるため、各生育段階での比較にはこの点を考慮しなければならない。Cuの光合成、呼吸への影響についてみると、ともにCuの添加によって低下するが、呼吸速度は一旦低下した後、高濃度処理区でかえって上昇した。また温度、光環境によっても反応は異なり、光合成速度は低濃度処理区では光条件に左右され、高濃度処理区では30℃以上の高温時に低下が大きくなり、温度条件による影響が大きいようであった。夏期の地表付近の気温は高温時には50℃近くに達するため（第3章）、高濃度処理区では、光合成速度は低下し、呼吸速度は上昇して、日中ほとんど生産が停止していることが予測された。

第8章 スギ、ヒノキ稚苗とクロマツ稚苗の影響の現れ方の種間差

8-1 当年生苗の生長に及ぼす影響

1) 直径、樹高生長と根の伸長量の変化

当年生クロマツ、スギ、ヒノキ苗の発芽直後の6月と1生育期間を終了した翌年3月の測定時における地際直径、樹高、根の長さを図8-1-1に示した。

クロマツは発芽直後、直径生長においてはほとんど影響はみられず、樹高は無処理区と低濃度処理区の差はみられなかったが、高濃度処理区で小さかった。根の長さも低濃度処理区では影響がみられなかったが、高濃度処理区で短かった。1生育期間終了時には、直径は無処理区より低濃度処理区でやや大きく、高濃度処理区で小さかった。樹高についてもほぼ同様であったが、高濃度処理区の生長低下は直径以上に明らかであった。根の長さは発芽時同様に無処理区と低濃度処理区でほとんど差はなく、高濃度処理区の生長低下が著しかった。

スギは発芽直後、直径および樹高生長には影響はみられず、根の長さは、高濃度処理区でやや短くなる傾向がみられた。1生育期間終了時には、直径は濃度が高い処理区ほど小さくなり、樹高についてもほぼ同様の傾向がみられたが、影響の現れ方は直径より明らかであった。根の長さについても同様の傾向がみられたが、特に高濃度処理区での生長低下が著しかった。

ヒノキは発芽直後、直径および樹高生長には影響はみられなかった。根の長さは高濃度処理区でやや短くなった。1生育期間終了時には、直径は処理間差は小さかったが、高濃度処理区で小さくなった。樹高は無処理区と低濃度処理区の差は小さく、高濃度処理区の生長低下が明らかであった。根の長さは低濃度処理区でやや長くなり、高濃度処理区の生長低下が著しかった。

植物体の形態変化に及ぼすCuの影響についてまとめてみると、発芽直後はクロマツでは高濃度処理区で根の長さ、樹高に生長低下がみられたが、スギ、ヒノキでは影響はほとんどみられなかった。1生育期間終了時には、クロマツ、ヒノキでは直径、樹高、根の長さともに無処理区と低濃度処理区の差は小さいが、低濃度処理区ではやや生長が優れる傾向がみられた。高濃度処理区では生長が明らかに低下した。しかし、スギでは低濃度処理区

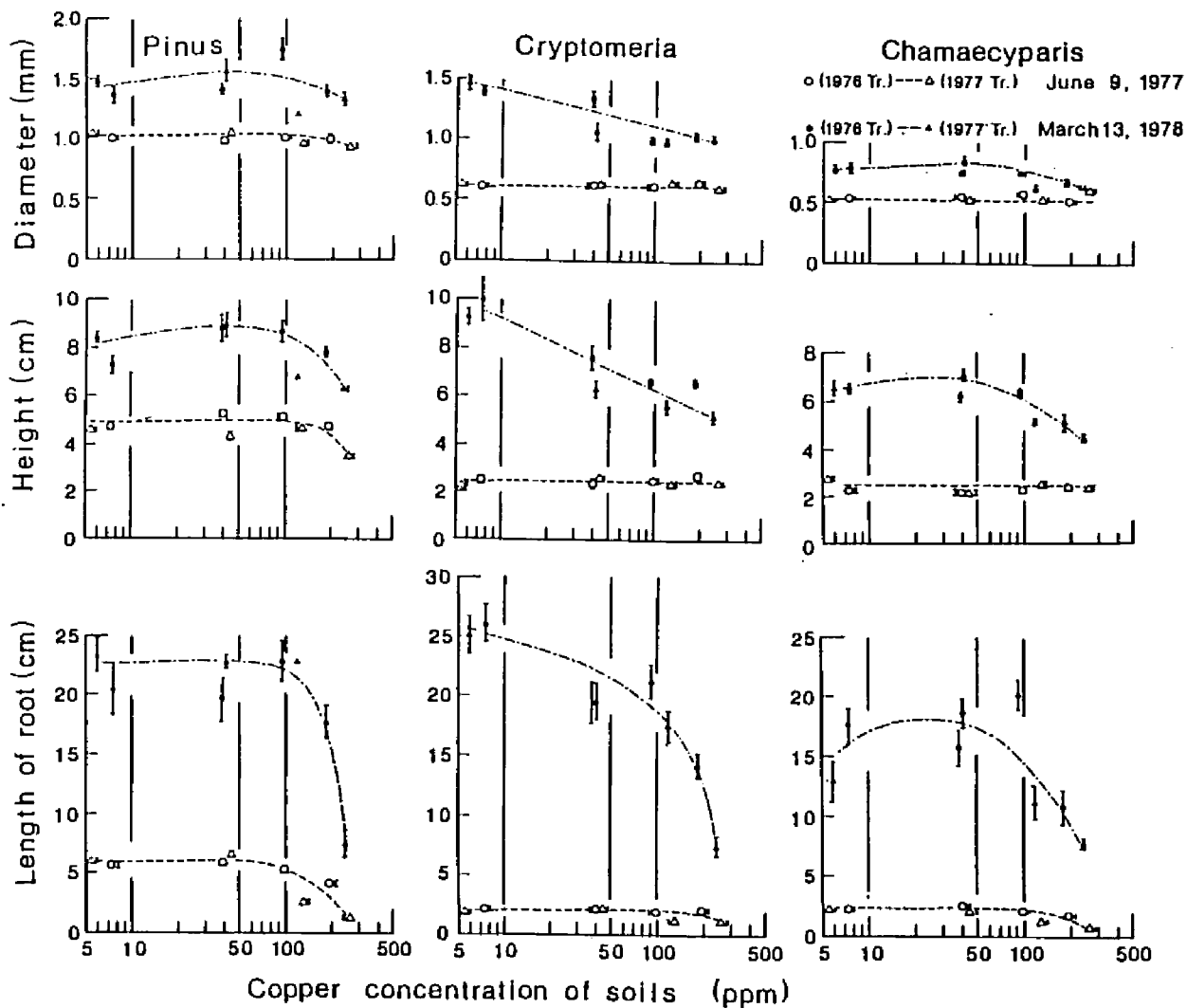


図 8-1-1 クロマツ、スギ、ヒノキ当年生苗の地際直径、樹高、根の伸長量の変化に及ぼすCuの影響

平均値±標準誤差（試料数は1977年6月に各樹種、各処理区とも20本、1978年3月に10本としたが、枯死等で試料数が不足した処理区もある）

土壌Cu濃度は1977年処理土壌は、処理1(3)－5.91ppm、処理2(3)－40.6ppm、処理3(3)－117ppm、処理4(3)－238ppm、1976年処理土壌は、処理1(3)－7.48ppm、処理2(3)－37.4ppm、処理3(3)－92.6ppm、処理4(3)－178ppmである

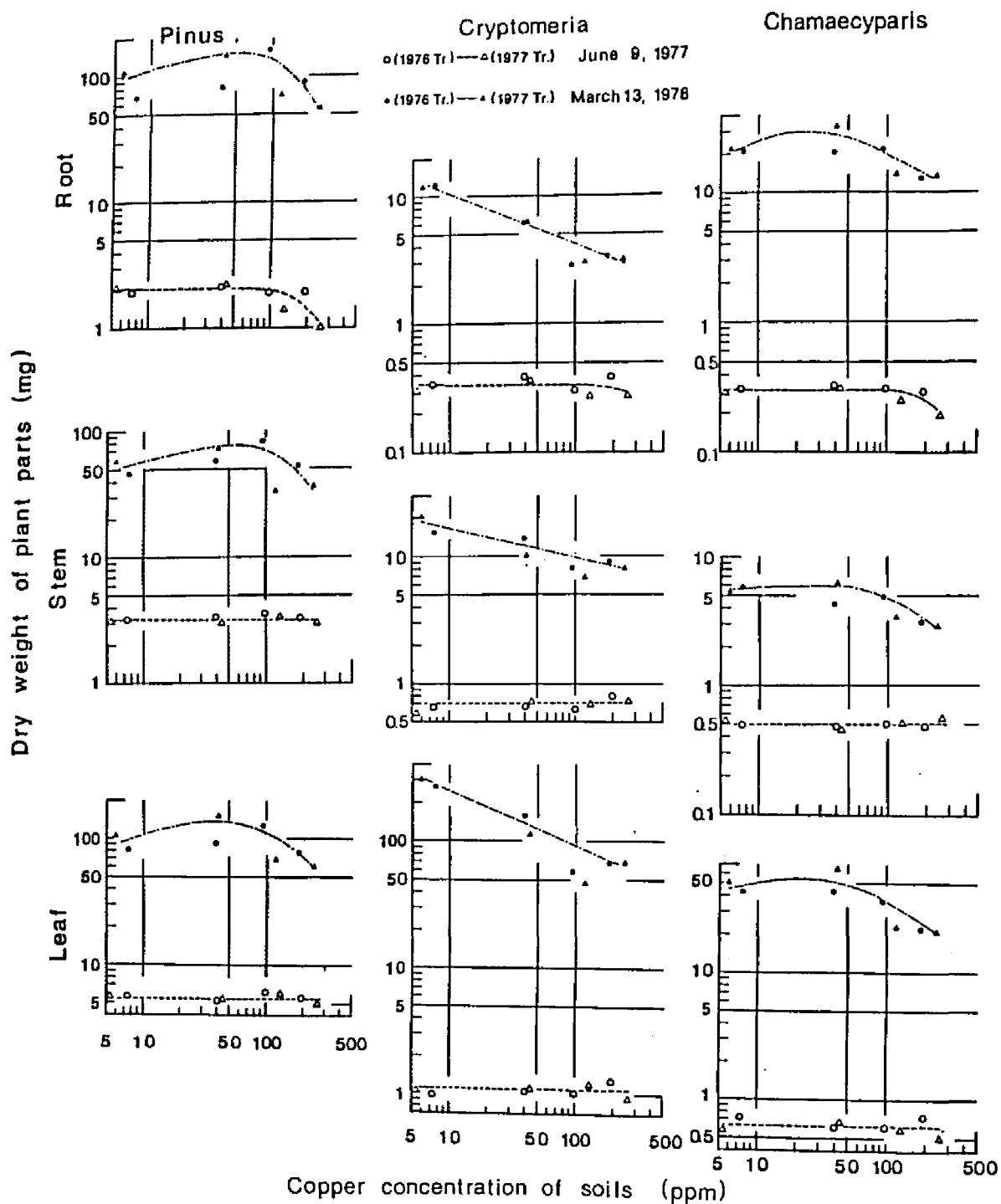


図 8 - 1 - 2 クロマツ、スギ、ヒノキ当年生苗の器官別重量変化に及ぼすCuの影響
 土壌Cu濃度は1977年処理土壌は、処理 1 (3) - 5.91ppm, 処理 2 (3) - 40.6ppm, 処理 3 (3) - 117ppm, 処理 4 (3) - 238ppm, 1976年処理土壌は、処理 1 (3) - 7.48ppm, 処理 2 (3) - 37.4ppm, 処理 3 (3) - 92.6ppm, 処理 4 (3) - 178ppmである

から土壌Cu濃度が上昇するにつれて生長は低下した。Cuの影響は根の長さに最も顕著に現れ、根は高濃度処理区できわめて短くなり、発芽後早い時期から影響が現れた。直径と樹高では、樹高に影響が現れ易かった。これらの傾向は3樹種に共通していた。

ロ) 器官別乾重量の変化

当年生クロマツ、スギ、ヒノキ苗の発芽直後の6月と1生育期間を終了した翌年3月の測定時における根、地上部非同化器官（胚軸+上胚軸+芽，stem），葉の乾重生長量を図8-1-2に示した。

クロマツは発芽直後、地上部非同化器官および葉では低濃度処理区、高濃度処理区ともに無処理区との差はなかったが、根では高濃度処理区で生長が低下した。1生育期間終了時には、根では無処理区より低濃度処理区で生長がやや優れ、高濃度処理区で低下した。地上部非同化器官、葉でもほぼ同様の傾向がみられ、器官ごとの影響の現れ方に大きな違いはみられなかった。

スギは発芽直後、高濃度処理区の根においてやや生長低下がみられたが、地上部非同化器官および葉では処理間の違いはみられなかった。1生育期間終了時には、濃度が高い処理区ほど、各器官の重量は減少した。このような傾向は葉、根において顕著であった。

ヒノキは発芽直後、高濃度処理区で根の生長がやや低下したが、地上部非同化器官および葉では処理間の違いはみられなかった。1生育期間終了時には、根では無処理区より低濃度処理区でやや生長が優れ、高濃度処理区では低下した。生長低下はクロマツより低い濃度から生じる傾向がみられた。地上部非同化器官、葉についてもほぼ同様に、器官ごとの影響の現れ方に大きな違いはみられなかった。

次にクロマツ、スギ、ヒノキ苗の発芽直後と1生育期間終了時における、無処理区（76, 77年処理土壌の処理1(3)の平均値）の植物体個体乾重量に対するCu処理苗の相対量を図8-1-3に示した。

発芽直後のクロマツ、スギ、ヒノキの個体重量は低濃度処理区では3樹種ともに無処理区との差はなかった。高濃度処理区ではクロマツの生長低下がみられ、ヒノキでもやや低下した。しかし、スギでは影響はみられなかった。1生育期間終了時にはクロマツは低濃度処理区で生長が優れ、高濃度処理区で低下した。ヒノキでも同様の傾向を示したが、クロマツに比べると生長低下が現れる土壌Cu濃度は低く、高濃度処理区での生長低下が大きかった。スギはクロマツ、ヒノキと異なり低濃度処理区から生長は低下し、高濃度処理区

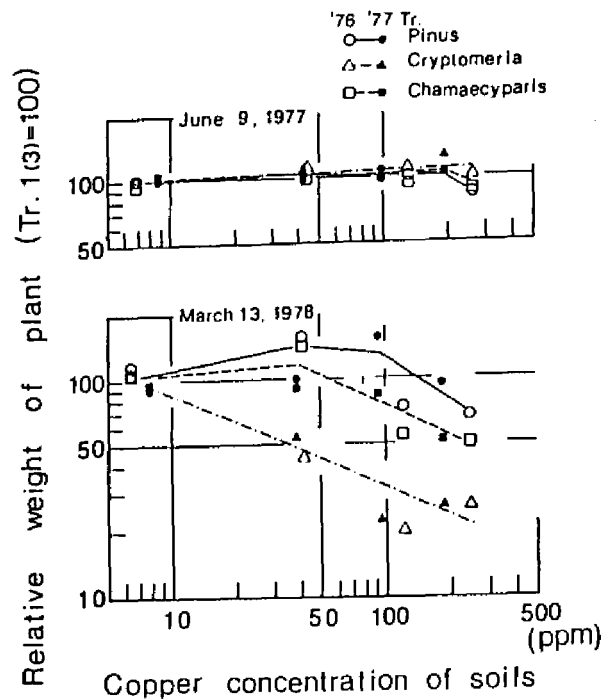


図 8-1-3 クロマツ、スギ、ヒノキ当年生苗の個体重量変化に及ぼすCuの影響
(相対値)

土壌Cu濃度は1977年処理土壌は、処理 1 (3) - 5.91ppm, 処理 2 (3) - 40.6ppm, 処理 3 (3) - 117ppm, 処理 4 (3) - 238ppm, 1976年処理土壌は、処理 1 (3) - 7.48ppm, 処理 2 (3) - 37.4ppm, 処理 3 (3) - 92.6ppm, 処理 4 (3) - 178ppmである

での生長低下はクロマツ、ヒノキより大きかった。

植物体の重量生長に及ぼすCu処理の影響についてまとめてみると、発芽直後はクロマツでは高濃度処理区の根で生長が低下したが、地上部の各器官への影響はみられなかった。スギ、ヒノキでも、根の重量はやや減少したが、影響の現れ方はクロマツほど大きくなかった。1生育期間終了時には、各器官の重量変化に及ぼすCuの影響は3樹種で明らかとなり、スギの重量減少は低濃度処理区から現れ、高濃度処理区で著しかった。クロマツ、ヒノキでは低濃度処理区でやや生長が優れ、高濃度で低下し、ヒノキの方が低い濃度から生長が低下するようであった。

8-2 当年生苗の植物体内Cu濃度に及ぼす影響

当年生クロマツ、スギ、ヒノキ苗の発芽直後の6月と1生育期間を終了した翌年3月の測定時における根、地上部非同化器官（胚軸＋上胚軸＋芽，stem），葉のCu濃度変化を図8-2-1に示した。

Cu処理を施していない，当年生クロマツ、スギ、ヒノキ苗の各器官のCu濃度は，発芽後間もない6月から翌年3月測定時までには，クロマツの根で90→30ppm，地上部非同化器官で30→15ppm，葉で25→5ppm，スギの根では95→40ppm，地上部非同化器官で50→10ppm，葉で50→5ppm，ヒノキの根で60→60ppm，地上部非同化器官で40→30ppm，葉で40→6ppmと変化した。3樹種ともに，各器官のCu濃度は生育初期段階で高く，その後低下し，このような傾向は葉に顕著に現れた。しかし，ヒノキの根および地上部非同化器官では濃度変化が小さいようであった。発芽直後と1生育期間終了時の器官ごとの濃度順位は，変化がみられず，3樹種ともに根＞地上部非同化器官＞葉となった。また，樹種ごとの濃度順位は発芽直後にはスギが，翌年3月にはヒノキがやや高かった。

次に，Cu処理区の各器官の濃度変化について述べることにする。

クロマツでは，根のCu濃度は発芽直後には，土壌Cu濃度が高くなるにつれて上昇し，高濃度処理区では750ppmとなった。1生育期間終了時には，無処理区と低濃度処理区の濃度は発芽直後のそれより低かったが，高濃度処理区では発芽直後の濃度と同じか，または高くなった。すなわち，処理段階に応じて根のCu濃度の上昇が著しくなり，無処理と高濃度処理区との差は発芽直後のそれに比べ大きくなった。

地上部非同化器官のCu濃度は発芽直後，低濃度処理区から高濃度処理区に向かってわずかに上昇する傾向があった。しかし，無処理区と低濃度処理区との濃度差は小さかった。1生育期間終了時には，発芽直後に比べ無処理区と低濃度処理区では濃度は低下したが，高濃度処理区では濃度が上昇し，無処理区，低濃度処理区との処理間差がはっきりした。Cu処理段階に対する地上部非同化器官のCu濃度の経時変化のパターンは根と同じであった。

葉のCu濃度は発芽直後，無処理区と低濃度処理区の濃度差はみられなかった。高濃度処理区ではやや濃度が上昇したが，無処理および低濃度処理区との差は小さかった。1生育期間終了時には土壌Cu濃度が高くなるにつれて葉のCu濃度は高くなった。そして，すべての処理区で発芽直後の濃度より低く，低下の度合は高濃度処理区より低濃度処理区，さらに無処理区で大きく，処理間差が認められた。

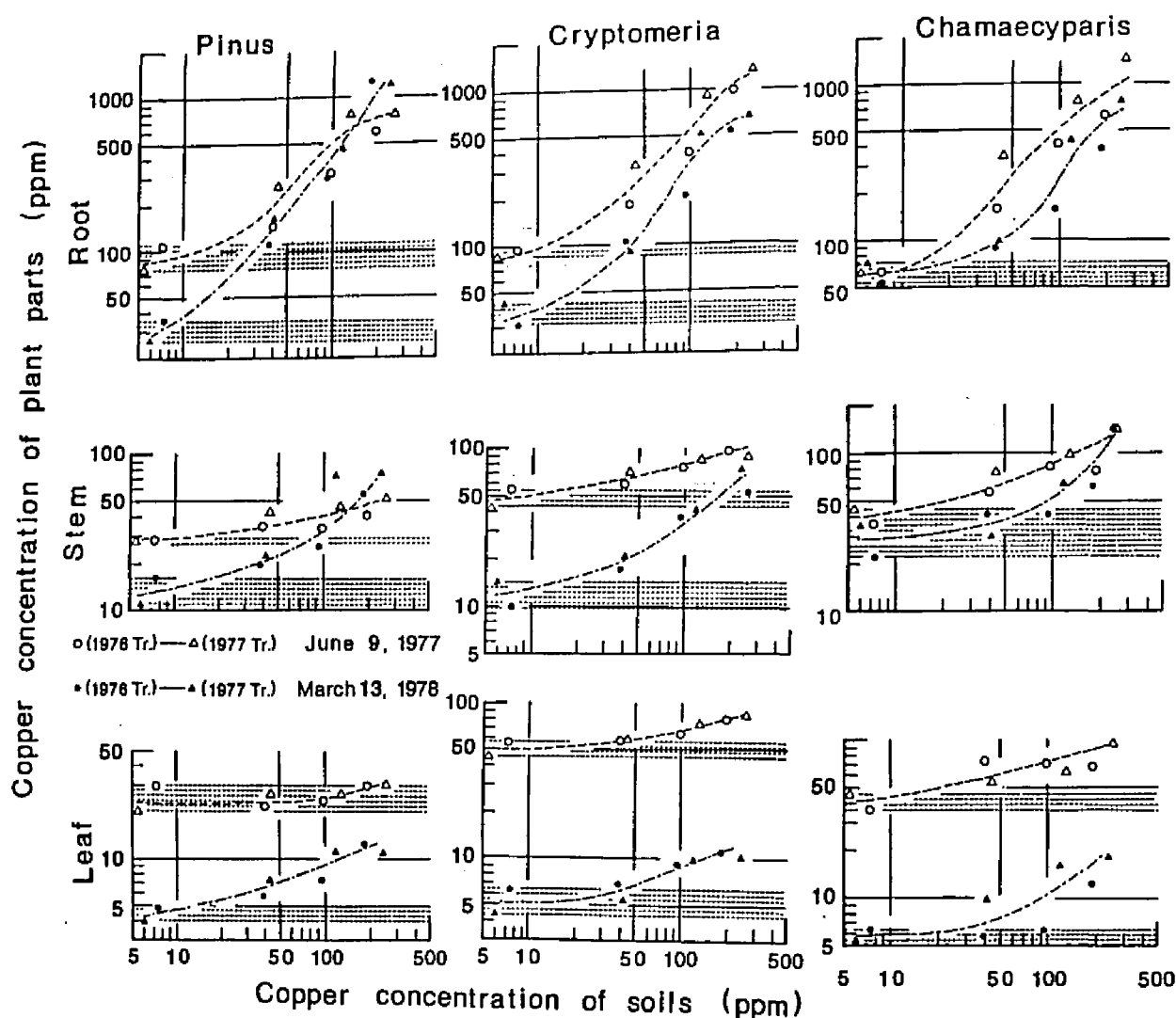


図8-2-1 クロマツ、スギ、ヒノキ当年生苗の器官別Cu濃度変化に及ぼすCuの影響
 土壌Cu濃度は1977年処理土壌は、処理1(3)–5.91ppm, 処理2(3)–40.6ppm, 処理3(3)–117ppm, 処理4(3)–238ppm, 1976年処理土壌は、処理1(3)–7.48ppm, 処理2(3)–37.4ppm, 処理3(3)–92.6ppm, 処理4(3)–178ppmである

スギでは、根は発芽直後および1生育期間終了時で、土壌Cu濃度が高くなるにつれて濃度が高くなった。発芽直後の高濃度処理区での濃度は高く、クロマツより高い値となった。1生育期間終了時にはすべての処理区で発芽直後の濃度より低かった。低下の度合は、無処理区、低濃度処理区で高濃度処理区より大きいようであった。

地上部非同化器官はクロマツとほぼ同様の傾向を示し、発芽直後の苗では、低濃度処理区から高濃度処理区に向かってCu濃度が高まるが、上昇の度合は小さいようであった。1生育期間終了時にはすべての処理区で発芽直後の濃度より低かった。そして処理段階に応じて地上部非同化器官のCu濃度は高くなり、高濃度処理区の上昇が著しかった。

葉は発芽直後の苗では、処理段階に応じて濃度が高くなった。その上昇の度合は小さかった。1生育期間終了時にはすべての処理区で発芽直後の濃度より低下した。処理間の濃度傾向は発芽直後とほとんど同様であった。

ヒノキでは、根は発芽直後においては、処理段階に応じて濃度が高くなり、高濃度処理区の上昇が大きかった。1生育期間終了時にはすべての処理区で発芽直後の濃度より低かった。この場合も土壌Cu濃度が高くなるにつれて濃度は高まるが、無処理区から低濃度処理区への濃度の上昇が小さく、低濃度処理区から高濃度処理区への上昇が大きかった。

地上部非同化器官は、発芽直後および1生育期間終了時ともに、土壌Cu濃度が高くなるにつれて濃度が高くなった。低濃度処理区より高濃度処理区の上昇が大きいようであった。1生育期間終了時には発芽直後の濃度より無処理区と低濃度処理区で濃度は低下した。高濃度処理区では濃度変化がはっきりしなかった。

葉は発芽直後、処理段階に応じて濃度が高くなった。低濃度処理区より高濃度処理区の上昇が大きいようであった。1生育期間終了時についても同様であったが、高濃度処理区でやや上昇が大きかった。なお、すべての処理区で発芽直後の濃度より低かった。

次にクロマツ、スギ、ヒノキ苗の発芽直後と1生育期間の終了時における、無処理区（76、77年処理土壌の処理1(3)の平均値）の植物体個体濃度に対する処理苗の相対Cu濃度を図8-2-2に示した。

発芽直後、クロマツでは、土壌Cu濃度が高くなるにつれて濃度の上昇が認められたが、高濃度処理区で上昇が鈍る傾向がみられた。スギは低濃度処理区ではクロマツの上昇傾向とほとんど変わらなかったが、高濃度処理区でも上昇した。ヒノキについても土壌Cu濃度が高くなるにつれて濃度は上昇した。ヒノキは各Cu濃度段階で、クロマツ、スギに比べて濃度が上昇する度合が大きかった。1生育期間終了時には、発芽直後同様に、クロマツ、スギ、ヒノキともに土壌Cu濃度が高くなるにつれて濃度の上昇がみられた。クロマツでは各Cu濃度段階で、発芽直後より濃度の上昇の度合は大きくなった。スギでも同様の傾向がみられたが、クロマツに比べると上昇の度合は小さかった。ヒノキは発芽直後に比べ、高濃度処理区では濃度の上昇の度合は変わらなかったが、低濃度処理区では小さくなった。

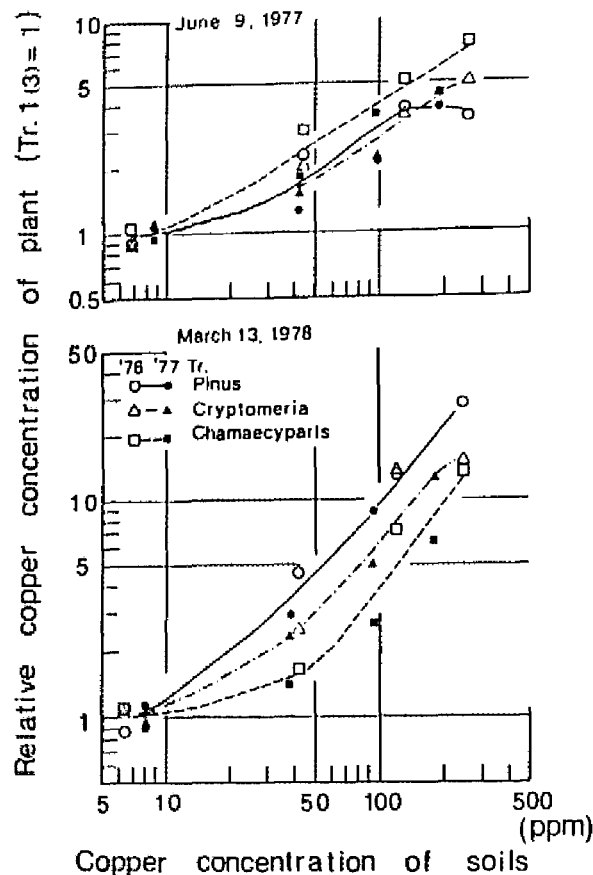


図8-2-2 クロマツ、スギ、ヒノキ当年生苗の植物体Cu濃度変化に及ぼすCuの影響
(相対値)

土壌Cu濃度は1977年処理土壌は、処理1(3)–5.91ppm, 処理2(3)–40.6ppm, 処理3(3)–117ppm, 処理4(3)–238ppm, 1976年処理土壌は、処理1(3)–7.48ppm, 処理2(3)–37.4ppm, 処理3(3)–92.6ppm, 処理4(3)–178ppmである

また、各Cu濃度段階で、濃度の上昇の割合はクロマツ、スギより小さかった。

植物内Cu濃度変化に及ぼすCu処理の影響についてまとめてみると、3樹種ともに根の濃度への影響が大きく、発芽直後、クロマツ、スギ、ヒノキともに低濃度処理区から根の濃度の上昇がみられ、ヒノキの濃度上昇が特に大きかった。クロマツとスギでは低濃度処理区では濃度上昇に差はみられなかったが、高濃度処理区ではクロマツの上昇が鈍る傾向がみられた。地上部では濃度の上昇は小さく、地上部非同化器官より葉への影響は小さく、

スギ、ヒノキでは低濃度処理区でも地上部非同化器官、葉の濃度上昇がみられたが、クロマツの葉では低濃度処理苗と無処理苗の差は認められなかった。1生育期間終了時の根のCu濃度は、クロマツ、スギでは低濃度処理区および高濃度処理区で無処理区との差が大きくなり、特にクロマツでその傾向が強かった。しかし、ヒノキではCu処理区の濃度上昇はクロマツ、スギより小さく、低濃度処理区と無処理区の差は小さかった。地上部については、根ほどの上昇はみられなかったが、クロマツ、スギでは低濃度処理区と高濃度処理区の濃度差が明らかになり、ヒノキについては低濃度処理区と無処理区の差は小さくなった。

8-3 重金属と樹木の生長

重金属としてCuを用いた本実験結果から、クロマツ、スギ、ヒノキの3樹種ともに発芽直後より高濃度のCu処理区では根の発達が抑制され、特にクロマツの生長低下が大きかった。しかし、地上部の生長への影響はほとんどみられなかった。この時期の根のCu濃度は3樹種ともに土壌Cu濃度が高くなるにつれて上昇し、ヒノキの上昇率が高く、クロマツでは高濃度処理区で上昇が鈍る傾向がみられた。地上部の濃度の上昇は根より小さく、スギ、ヒノキでは低濃度処理区でも上昇がみられたが、クロマツの葉では濃度変化が小さかった。1生育期間を終了した翌年の3月の測定時には、3樹種でCu処理の生長への影響が明らかになった。スギでは低濃度処理区から土壌Cu濃度が上昇するにつれて生長低下が大きくなり、クロマツ、ヒノキでは低濃度処理区でやや生長が優れる傾向がみられ、高濃度処理区で低下した。なお、高濃度処理区で生長が低下するとき、ヒノキの方がクロマツの場合より低い土壌Cu濃度から低下が始まった。この時期の根の濃度は、やはり3樹種ともに土壌Cu濃度が高くなるにつれて上昇し、クロマツの上昇率が最も高く、ヒノキはスギより低く、低濃度処理区と無処理区の濃度差が小さかった。地上部では根ほどの濃度の上昇はみられなかったが、クロマツとスギでは地上部非同化器官、葉ともに無処理区より低濃度処理区で高かった。しかし、ヒノキでは無処理区と低濃度処理区の差が小さかった。クロマツとスギ、ヒノキでは発芽時期、初期生長が異なるため、ここで生長停止期の結果に注目してみると、過剰のCuによる樹種間の関係は、生長への影響はスギ>ヒノキ>クロマツの順に現れ、体内Cu濃度の上昇はクロマツ>スギ>ヒノキの順となった。田崎(1974)の重金属に対する植物の反応の違いの分類方法を用いると、ヒノキは重金属を吸収しにくいため比較的よく生育するもの、スギは重金属をよく吸収し生育低下が著しいもの、クロマツは重

金属を吸収するが障害は現れにくい種と考えられた。

樹木の生長に及ぼす重金属の影響について、特に樹種間の違いについて取り扱った研究は極めて少ない（農林水産技術会議事務局，1976a，1979）。木暮（1972）および木暮ら（1974）は、群馬県安中市の重金属汚染（主にCd，Zn，Pb）地域で代替農作物として林業用種苗生産の可能性を実証する目的から、アカマツ，クロマツ，スギ，ヒノキの播種試験と1年生苗植栽試験を行い，スギ，ヒノキはアカマツ，クロマツと比較して，汚染土壌区での生存率は低く，苗長，根元径の伸長率や根の発達が悪く，苗木体内の重金属含有量は多く，重金属を地上部より地下部に多く蓄積するのに対し，アカマツ，クロマツでは地下部より地上部に若干多く含有するといった試験結果を報告している。

本実験結果は生長への影響に関しては木暮らとほぼ同様であったが，体内重金属の分布に関しては異なった。この点については，茅野（1966a，b）が指摘しているように重金属元素自体が持つ特性，すなわちCuは根に多く蓄積し，根に著しい障害をもたらす，地上部には目立った症状を現さないのに対し，Znなどでは根への影響が現れにくかったものと考えられる。

樹木は生育期間が長く，短期間の試験結果から生長への影響についての結論は得にくい。本実験結果から当年生のクロマツ，ヒノキでは低濃度の処理区でやや生長は優れる傾向がみられたが，このような樹種でも栽培の継続によっては，今後の生長阻害の可能性も有していた（第4章）。重金属と樹木の反応については植物の吸収と許容濃度範囲，生理的作用への影響，生産物の配分の違い，そして重金属元素間の比較などのデータの集積が必要である。

第9章 総括

過剰の重金属による植物の生育阻害に関する研究は、いままでにも数多く行われてきた。次にCuを中心に過剰の重金属による植物の影響の現れ方について、各項目別に既往の研究を踏まえて結果の考察を行うことにする。

1) 生長に及ぼす影響

植物の生長に及ぼす過剰Cuの影響については、既往の研究は農作物を対象としたものが多く、収量に注目した研究が多い。

Cuが植物の生長にとって過剰となる土壌Cu濃度(0.1N塩酸可溶)については、環境庁(環境庁土壌農薬課, 1973)は水稻の減収開始濃度から125ppmとし、現在Cu汚染地域の基準値として用いられている。この値について平田(1974)はいままでに行われた重金属と農作物の被害に関する研究について比較検討し、水稻では10ppm以下で被害が発生という事例もあるが、多く50~100ppmぐらいから減収が目立ち、畑作物の場合さらに低濃度から減収となるとして、10~25ppmで生長低下がみられたダイズ、アズキの研究報告を紹介している。クロマツ稚苗を用いた本実験からは、枯死現象の発現を基準に考えれば、当年生苗で発芽直後に苗が転倒し、根の乾燥とともに枯死が生じ、1, 2年生苗では夏期を中心に生存率の低下がみられた高濃度処理区、すなわち土壌Cu濃度にして100ppmが一つの目安と考えられる。しかし、それ以下の濃度においても植物体各器官においては生長低下の影響が認められた。すなわち、当年生苗では81.1ppmの処理区(処理3(1))では形状比が低くなり、さらに高濃度の処理区(148ppm)では生長低下が明らかであった。30~40ppmでは実験1の当年生苗では生長が低下し、実験2の当年、1年生苗では生長が促進される傾向がみられ、このような濃度では比較的影響が現れにくかった。したがって、この場合、生長低下がおこるCu濃度は40~80ppmの間にあるといえる。

過剰のCuによる生長阻害の現れ方として、多くの研究(石塚, 1940)から根の生長が抑制される結果が報告されている。本実験結果からも、100ppmを超える土壌では発芽直後、根の生長が著しく阻害され、このような苗は地上部を支持できずに転倒し、根の乾燥とともに枯死していく個体が多く観察された。また、この時期に枯死を免れた個体は当年時には根の生長が回復する傾向がみられたが、このような苗は1, 2年生苗においては再び根の生長はほとんどみられなかった。Cuに対する根の反応の現れ方として個体に占める根の

割合の増加が挙げられる。この現象は100ppm前後の土壌処理区において観察されたが、これらの苗は当年生苗で個体の生長量への影響が小さい場合でも、1、2年生苗では生長の低下が明らかになった。

Cuによる生長への影響について、既往の研究は農作物が主体のため、食用部と根の生長阻害に注目した研究が多く、他の部位の生長を論じたものは比較的少ない。Cu以外の生長制限要因に目を向けてみれば、Sasaki et al. (1968) およびKozlowski et al. (1971) による各種除草剤、あるいは温度、光環境の異なる条件下でPinus resinosa稚苗を栽培した実験から、除草剤の添加や最適条件以外の温度、光環境下においては葉や地上部各器官の伸長が抑制され、土壌乾燥によってクロマツの葉の伸長が抑制され（伊藤ら、1953）、Mnを添加した水稻では葉面積が減少する（茅野ら、1968）といった結果も報告されている。本実験結果から、当年生苗においては低濃度処理苗の地上部への影響は小さいが、初生葉、普通葉の枚数、長さに影響がみられ、直径生長より樹高生長で早くから影響が現れ、新生部位の上胚軸、芽、新葉の形成が遅れ、生産が減少し、地上部の非同化器官や枯葉の割合が増加し、葉量が減少する傾向がみられた。1、2年生苗においても、処理個体のC/F比は高まった。

過剰Cuによる樹木への影響は往々にしてCuの体内進入に伴う生理的な異常としてとらえがちであるが、樹木が永年生の植物であるため、Cuの過剰による葉量の減少および非同化器官重量比の上昇は今後の生長に大きく影響するものと考えられた。

ロ) 植物体内Cu濃度に及ぼす影響

過剰に添加された重金属の植物体内での分布様式については、わが国でも農作物を中心に多くの研究が行われ（日本土壌肥料学会、1972：農林水産技術会議事務局、1976b、1979：小林、1975：石塚ら、1961）、Cuについては、根に多量に蓄積されることが明らかにされた（石塚、1940、1942）。茅野ら（1966a、b）は数種の重金属元素間の比較試験から、Cuのような電気陰性度が大きい元素は体内での移行性が低いため根への蓄積が大きく、地上部への転流が抑えられるとした。一般的に植物の反応がこのような傾向を示すとしても吸収、転流、蓄積のパターンは植物種（Antonovics et al., 1971：田中ら、1978：田崎ら、1974）、器官によって異なるものと思われる。

本実験結果から、クロマツの植物体内のCu濃度変化は生長の初期段階から根の濃度は上昇し、土壌濃度との相関が大きかった。根に比べると地上部の濃度は低く、変化が小さか

った。しかし、新生部位である芽、上胚軸では根と同様に低濃度処理から濃度は上昇し、地上部では非同化器官への影響は大きかった。葉の濃度の上昇は小さく、そのうえ葉の濃度の季節変化、経年変化が大きく、Cu処理の影響を捕らえることがやや困難であった。枯葉の濃度は葉よりかなり高く、葉はCu濃度が高いものを枯葉として落とし、体内のCuを排出する一つの経路となっているように思われた。

h) 植物体内養分、水分量に及ぼす影響

過剰重金属の添加による植物体内の各種養分吸収が阻害されることが報告されてきた（三井ら，1951；石塚，1940，1942）。茅野（1967）は重金属による植物の反応の特徴のひとつとしてFeの吸収が阻害されることを指摘し、K、Pについても吸収阻害が報告されている（渋谷，1979；本間ら，1976）。

本研究から、当年生苗の植物体内のK、Mg、P濃度はすべて低下する傾向がみられ、根と葉の濃度変化に影響が大きいようであった。しかし、3養分は、生育初期段階で濃度が高く生育期間中に低下する季節変化を示し、Cuの高濃度処理苗では生長が低下して生育の進行が遅れ、その結果体内のK、Mg、Pの濃度が高い生育段階を長く維持するため、過剰のCuの影響は現れにくかった。当年生苗では根から地上部への濃度変化が速いPへの影響は大きかったが、K、Mgでは小さかった。当年、1年、2年生苗の3月時の生長停止期のK、Mg、P濃度の測定からは、Cu処理の影響はPで大きく、Kでは影響の現れる時期が遅れる傾向がみられ、Mgについては地上部への影響が小さく、その現れ方は養分によって異なった。

当年生苗の含水量はCu処理の影響として減少し、特に生育期間前半の高濃度のCu処理区の根において顕著に現れた。高濃度のCuを添加した苗の7月から8月の地上部の含水量は、田崎（1951）が枯死現象が現れると報告している値と極めて近い値となり、かなり危険な体内水分条件下に置かれていることが明らかになった。2年生苗においても生長期に葉の含水量の減少が著しかった。

植物にとって体内の生理的な代謝に関係し、光合成生産に直接関与する水分量の欠乏は光合成率を低下させ（根岸ら，1955，1961；牛島，1967），リンゴでは呼吸率が増加する（Schneider，1941）といった報告もみられる。

こ) 光合成と呼吸に及ぼす影響

光合成への影響については、茅野ら（1968）によるMnと水稻を用いた実験では影響は認

められず、Cdとイタリアポプラを用いた実験では低濃度で促進、高濃度で抑制効果が認められた（丹下ら，1973；丹下，1977）。武長ら（1976）の複合汚染土（Cd，Zn，Cu，Pb）とダイズを用いた実験では光合成の抑制傾向が認められ，さらに各元素ごとの比較試験から4元素の中でCdとCuの光合成阻害作用が大きいと報告されている。呼吸については，茅野ら（1968）の実験からは呼吸速度の増大が認められ，丹下（1977）では影響は認められず，本間ら（1976）によるイネ，トウモロコシとCd，Zn，Pbを用いた実験では，Cdは低濃度で増加するが，高濃度ではCd，Zn，Pbいずれによっても呼吸速度は低下すると報告している。このように重金属と光合成，呼吸との関係については重金属と植物種の違いによって結果は様々である。

本研究からは，クロマツ当年生苗の生長期においては，Cuの影響として光合成速度は低下し，呼吸速度も低下するが，高濃度処理苗では呼吸速度が増加した。2年生苗の光－光合成の関係からは，Cu濃度が上昇するにつれて光飽和時の光合成速度は低下した。高濃度処理苗では光飽和に達する時の照度が低くなり，光合成曲線の弱光下での立ち上がりの勾配が急になった。一方，低濃度処理苗では光飽和に達する時の照度は高くなり，弱光下での立ち上がりの勾配が緩くなった。温度－光合成の関係からは，高濃度処理苗では高温時の光合成速度の低下が大きく，温度補償点は低温側へ移行した。1，2年生苗の呼吸速度については，Cu処理区で低下する傾向がみられ，苗の生長低下が著しい高濃度処理苗ではかえって高い値を示した。

このようにクロマツ稚苗の光合成，呼吸速度へのCuの影響は複雑で，同種であっても苗の年齢，季節，あるいは温度，光条件によって反応は異なった。ここで苗の生長との関係を重視すると，夏期高温下ではCu濃度の高い個体は光合成速度は低下し，呼吸速度は増加し，生長低下が大きいことが予想され，低濃度の苗においても光合成速度は低下し，照度が低くなると光合成速度は高濃度の苗より低下する傾向がみられた。植物の生長が光合成生産量と呼吸の消費量の収支とみなせば，このような光合成速度，呼吸速度への影響とともに，前述の同化器官，非同化器官の配分量とその比の違いがクロマツ苗の生長差に直接的に作用したことは明らかである。

摘要

本研究は重金属としてCu，植物種として主にクロマツを用いて，発芽後3年間の初期段階における生長に及ぼす過剰Cuの影響について，考察を試みたものである。以下各章ごとのまとめを行った。

第1章

重金属元素間の植物に及ぼす毒性の違いと，植物種間の反応の共通，相違点，Cuの自然界値，Cu汚染の実態について既往の研究の紹介を行い，本研究の目的と実験計画について述べた。

第2章

栽培実験方法，測定方法，特に光合成，呼吸測定方法について記述した。

第3章

栽培実験における環境要因について検討し，気象条件については，ポット栽培中の苗の葉層付近の最高気温は，当地における気象観測結果より四季を通じて3～5℃高く，夏期の高温時には日によっては10℃近く上昇する日もみられたが，露地の気温と大差ないことが明らかになった。土壌条件については，ポット内のCu濃度（0.1N塩酸可溶）は経時的には指数関数的に減少し，Cu濃度が高い処理区ほど濃度低下の勾配は大きかった。栽培中土壌のCu濃度を表す方法として栽培期間の1／2の推定値と期間中の濃度変動幅を示すことにした。土壌中のミネラル濃度は，高濃度処理区で低下する傾向がみられ，Kに比べMg，Caで顕著であった。

第4章

当年生クロマツは本実験のCu処理濃度範囲では発芽率への影響は少ないものと考えられたが，100ppmを超えるCu処理区では発芽後1カ月以内に地上部の生長に対して根の発達が悪く，転倒し，根の乾燥とともに枯死していくものが多くみられた。この時期に枯死を免れた個体も，1，2年生苗では，夏期を中心に枯死し，2年生苗では枯死現象は季節的に早い時期に現れ，枯死率も高かった。生長への影響は，根において最も顕著にみられた。

発芽直後、高濃度処理区では伸長阻害が著しく、その後、生長回復がみられたが、側根は地際下ですぐに分岐し、主根、側根の先端部の白根は太く、その他の部分は黒ずんでいた。葉では、子葉への影響は小さいが、初生葉、普通葉の枚数、長さ、形成時期に影響がみられ、直径生長より樹高生長で早くから影響が現れ、形状比は低くなった。生長量についてみると、根への影響が大きく、発芽直後、高濃度処理区では生長阻害が大きかった。しかし、その後根の生長は回復する傾向がみられ、Cu処理区では個体全体に占める根の割合が高くなった。地上部への影響は当年生苗の低濃度処理区では小さかったが、芽、上胚軸といった新生部位では形成時から生長低下がみられた。また、当年生苗のCu処理苗は低濃度のものを中心に枯葉量が増加する傾向が見られ、1、2年生苗においても、処理個体のC/F比は高まった。

第5章

当年生苗では植物体内のCu濃度変化は根において最も明らかとなり、濃度の上昇が大きかった。地上部は根に比べると濃度は低いですが、芽、上胚軸など非同化器官で形成時から濃度は上昇した。葉の濃度は季節変化が大きく、Cuの影響は小さかった。1、2年生苗では、高濃度処理区の根の濃度は地上部の各器官より高かったが、同時に、地上部非同化器官でも無処理区に比べ濃度が高まった。低濃度処理区では各器官の濃度はともに、当年生苗との差が小さいか、低下した。

第6章

当年生苗の植物体内の養分濃度は、生育期間中の濃度の季節変化が大きく、過剰のCuの影響は現れにくかった。しかし、測定を行なったMg、K、Pのすべての養分濃度は低下する傾向がみられ、その中ではPは比較的影響が現れ易く、Mg、Kへの影響は小さかった。当年、1、2年生苗の生長停止期のK、Mg、P濃度の測定からは、各養分濃度は低下し、Cu処理の影響はPで大きく、Kでは影響の現れる時期が遅れ、Mgについては地上部への影響が小さかった。当年生苗の植物体内含水量は、Cuの影響により減少し、この傾向は発芽後間もない高濃度処理区の根において最も顕著に現れた。この時期に地上部への影響は小さかった。生長期には地上部非同化器官ではCu濃度が高い処理区ほど含水量は減少し、葉への影響は比較的現れにくいですが、Cu処理区で減少した。1、2年生苗では生長停止期に含水量の減少はみられなかった。しかし、2年生苗の生長期には葉のCu濃度が上昇するにつれて減少し

た。

第7章

当年生苗の光合成，呼吸速度は，発芽直後高く，その後低下し安定する季節変化を示した。生長期の測定結果から，Cuの影響として光合成速度は低下した。呼吸速度は低濃度処理区では低下したが，高濃度処理区では高まった。2年生苗の光－光合成の関係から，Cu濃度が上昇するにつれて光合成速度は低下した。高濃度処理区では光飽和に達する時の照度が低下し，光合成曲線の弱光下での立ち上がりの勾配が急となり，低濃度処理区では光飽和に達する時の照度は高くなり，弱光下での立ち上がりの勾配が緩くなった。温度－光合成の関係から，最適温度に処理間の差はみられなかった。高濃度処理区では高温時の光合成速度の低下が大きく，温度補償点は低温側へ移行した。1，2年生苗の呼吸速度については，光合成ほど明らかな影響は認められなかったが，Cu処理苗で低下する傾向がみられ，苗の生長低下が著しい高濃度処理区ではかえって高い値を示した。

第8章

スギ，ヒノキ，クロマツの稚苗は，3樹種ともに発芽直後より根の発達が抑制されたが，地上部への影響はほとんどみられなかった。この時期に根の濃度上昇は大きかったが，地上部の濃度変化は小さかった。地上部ではスギ，ヒノキでは上昇が認められたが，クロマツの葉では高濃度処理区でも濃度変化がほとんどみられなかった。1生育期間を終了した翌年3月の測定からは，スギは土壌Cu濃度が上昇するにつれて生長が低下した。この低下は低濃度処理区から認められた。クロマツ，ヒノキでは低濃度処理区ではやや生長が優れる傾向がみられ，高濃度処理区で低下し，生長への影響の現れかたはスギ>ヒノキ>クロマツの順となった。Cu濃度の上昇はクロマツ>スギ>ヒノキの順となり，地上部ではクロマツ，スギの低濃度処理区においても濃度上昇は明らかになったが，ヒノキでは低濃度処理区と無処理区の差は小さかった。

第9章

生長，植物体内Cu濃度，養，水分量，光合成と呼吸への影響について本実験結果と既往の研究との比較検討を行った。

謝辞

本稿をまとめるにあたって、懇切なご指導とご批判をいただいた京都大学農学部堤利夫教授、貴重なご教示、ご批判をいただいた同高橋英一教授、日頃から本研究の取りまとめにあたって激励をいただいた同川那辺三郎教授に厚くお礼申し上げます。

本研究の実験計画から取りまとめの方法に至るまで細部にわたりご指導をいただいた愛媛大学農学部荻野和彦教授、分析方法についてご指導をいただいた京都大学農学部岩坪五郎助教授、暖かいご支援をいただいた四手井綱英名誉教授、さらに、用語の使い方をはじめ有益なご助言をいただいた東京大学農学部根岸賢一郎教授、京都大学農学部中村信一助教授、光合成測定方法についてご指導をいただいた大阪市立大学小山弘道先生、データの解析法についてご指導をいただいた京都大学農学部玉井重信先生に対し、謹んでお礼申し上げます。

実験の遂行にあたっては、京都大学農学部林学科森林生態学研究室の皆さんには多大のご支援をいただき、同演習林本部試験地の吉川勝好先生（当時）をはじめ演習林の教職員の方々には実験場所の提供をはじめいろいろお世話になった。心からお礼申し上げます。

また、資料を提供していただいた環境庁土壌農薬課、群馬県林業試験場に対し、記して感謝の意を表したい。

引用文献

- 1) 安藤信. 1987. 苗畑の温度－夏期の気温, 地温の測定例－. 京大演集報, 17: 43－53.
- 2) Antonovics, J., Bradshaw, A.D. and Turner, R.G. 1971. Heavy Metal Tolerance in Plants, *Advances in Ecological Research*, 7: 1－85. Academic Press, London.
- 3) 浅見輝男・久保田正亜・南沢究. 1988. 土壌中のカドミウム, アンチモン, ビスマスなど重金属元素の自然界値. 土肥誌, 59(2): 197－199.
- 4) Bowen, H.J.M. 1979. *Environmental Chemistry of the Elements*, 60－61. Academic Press, London
- 5) 茅野充男. 1967. 重金属元素の植物に対する害作用特に重金属誘導鉄クロロシスの発生機構に関する研究. 茨大農学術報告, 15: 105－164.
- 6) 茅野充男・北岸確三. 1966a. 重金属元素の過剰による水稻の被害に関する研究(第1報). 土肥誌, 37(6): 342－347.
- 7) 茅野充男・北岸確三. 1966b. 重金属元素の過剰による水稻の被害に関する研究(第2報). 土肥誌, 37(7): 372－377.
- 8) 茅野充男・三井進午. 1968. マンガンの過剰処理が水稻登熟期の炭酸ガス固定に及ぼす影響. 土肥誌, 39(6): 320.
- 9) 藤本堯夫・山下鏡一. 1976. 東北地域における水田土壌の重金属汚染. 東北農試研報, 54: 75－89.
- 10) 平田熙. 1974. 農耕地の重金属汚染による農作物の被害について. 日本の科学者, 9(4): 123－126.
- 11) 平田熙. 1975. 土壌重金属汚染の指標としての栽培植物. 「環境と生物指標 1－陸上編－」(日本生態学会環境問題専門委員会編), 118－128. 共立出版, 東京.
- 12) 本間慎・久野勝治・服田春子. 1976. 重金属がイネ科植物の根の生理と形態におよぼす影響. 文部省特定研究 植物群落の物質代謝による環境保全に関する基礎的研究, 132－150.
- 13) 日向進. 1981a. 山梨県勝沼地方におけるブドウ園土壌の蓄積銅の実態について. 土肥誌, 52(4): 347－355.
- 14) 日向進. 1981b. 土壌中における銅の行動と形態について. 土肥誌, 52(4): 356－361.
- 15) 日向進. 1983. 土壌中の銅の行動におよぼす各種肥料塩の影響. 土肥誌, 54(1): 45－

49.

16)市橋秀樹・本田克久・立川涼. 1985. 季節および樹冠部位によるムクノキ葉中元素濃度の変動. 土肥誌, 56(3): 238-244.

17)Iimura,K. 1981. Background Contents of Heavy Metals in Japanese Soils. Heavy Metal Pollution in Soils of Japan (ed. Kitagishi,K. and Yamane,I.), 19-26. Jap. Sci. Soc. Press, Tokyo.

18)石塚喜明. 1940. 植物に対する銅イオン有害作用の起因に就て(第1報). 土肥誌, 14(4): 248-262.

19)石塚喜明. 1942. 植物に対する銅イオン有害作用の起因に就て(第2報). 土肥誌, 16(2): 43-45.

20)石塚喜明・田中明・藤田収. 1961. 水稻の要素代謝に関する研究(第6報). 土肥誌, 32(3): 97-100.

21)伊藤悦夫・稲川悟一. 1951. クロマツの耐塩性に関する若干の実験的考察-特にアカマツとの比較. 静大農研報, 1: 55-64.

22)伊藤悦夫・稲川悟一・加藤寿彦. 1953. 土壤水分のちがいがアカマツ, クロマツの苗木の生育に及ぼす影響. 静大農研報, 3: 144-152.

23)鎌田賢一・平井義孝. 1985. 北海道網走地方に分布するおもな火山性土壤の化学性と微量要素含量. 土肥誌, 56(4): 328-335.

24)環境庁. 1984. 土壤汚染環境基準設定調査-カドミウム等重金属自然賦存量調査解析-. 211pp.

25)環境庁. 1988. 昭和63年度版 環境白書. 531pp. 大蔵省印刷局, 東京.

26)環境庁土壌農薬課. 1973. 土壤汚染. 333pp. 白亜書房, 東京.

27)環境庁水質保全局土壌農薬課. 1975. 重金属特異吸収植物検索研究報告書. 70pp. 環境庁水質保全局.

28)環境庁水質保全局・農林省農政局. 1972. 土壤汚染防止法の解説. 210pp. 中央法規出版, 東京.

29)河田弘・小島俊郎. 1976. 環境測定法 IV-森林土壌-. 生態学研究法講座, 30: 73-163.

30)小林純. 1971. 水の健康診断. 206pp. 岩波書店, 東京.

31)小林隆. 1975. 土壤中微量重金属の天然賦存量および毒性等について. 公害と対策,

11(11): 1300-1312.

32)小林隆・日野誠二・東本通武. 1973. 耕地土壌中の微量重金属について－主として水田土壌について－. 公害と対策, 9(10): 1013-1017.

33)木暮正平. 1972. 重金属土壌汚染畑における育苗試験. 群林試場報, 11: 141-150.

34)木暮正平・小柏一久. 1974. 重金属汚染畑における育苗試験(2). 群林試場報, 13: 135-149.

35)Komai,Y. 1981. Heavy Metal Contamination in Urban Soils II:Comparison of Urban Park Soils Between Two Cities with Different City and Industrial Activities. Bull.Univ.Osaka Pref.Ser.B, 33: 17-22.

36)古在由直. 1892. 足尾銅山鉍毒の研究. 農学会報, 16: 55-99.

37)Kozlowski,T.T.,and Borger,G.A. 1971. Effect of temperature and light intensity early in ontogeny on growth of *Pinus resinosa* seedlings. Can.J.Forest Res., 1: 57-65.

38)久保田正垂・折笠清人・浅見輝男. 1986. 日立市および日立周辺市町村の道路わき粉じんおよび土壌の重金属分布. 土肥誌, 57(2): 142-148.

39)京都大学農学部附属演習林. 1977. 演習林気象報告. 8: 1-13.

40)京都大学農学部附属演習林. 1977, 1978, 1986. 演習林気象年報.

41)京都大学農学部附属演習林. 1981. 演習林気象報告. 9: 1-13.

42)京都大学農学部附属演習林. 1987. 演習林気象報告. 10: 1-14.

43)京都大学農学部農芸化学教室. 1965. 農芸化学実験書(第3巻). 1424pp. 産業図書, 東京.

44)牧幸男・丸山正人・関久人・長瀬叶彦・山崎輝・山浦源太郎. 1973. 土壌中の重金属について－長野県下における挙動－. 公害と対策, 9(5): 473-478.

45)三井進午・麻生末雄・熊沢喜久雄. 1951. 作物の養分吸収に関する動的研究(第1報). 土肥誌, 22(1): 46-52.

46)水野直治. 1976: 希塩酸による土壌中銅抽出の限界. 土肥誌, 47(6): 251-255.

47)村田吉男・藪聖浩・李鍾烈. 1968. 非切断葉の光合成測定のための使いやすい装置とそれによる測定例. 日作紀, 37: 692-693.

48)長池敏弘. 1981a. 足尾銅山の鉍害問題と国有林(1). 林業経済, 389: 27-30.

49)長池敏弘. 1981b. 足尾銅山の鉍害問題と国有林(2). 林業経済, 390: 24-30.

- 50)長池敏弘. 1981c. 足尾銅山の鉱害問題と国有林(3). 林業経済, 394: 18-22.
- 51)長池敏弘. 1981d. 足尾銅山の鉱害問題と国有林(4). 林業経済, 395: 24-31.
- 52)長池敏弘. 1981e. 足尾銅山の鉱害問題と国有林(5). 林業経済, 396: 27-31.
- 53)根岸賢一郎. 1961. ナエの同化量をはかるためのかんたんな同化箱. 日林誌, 43(7): 261-262.
- 54)Negisi K. 1966. Photosynthesis, Respiration and Growth in 1-year-old seedlings of *Pinus densiflora*, *Cryptomeria japonica* and *Chamaecyparis obtusa*. Bull. Tokyo Univ. For., 62: 1-115.
- 55)根岸賢一郎. 1986. アカマツほか針葉樹メバエの光合成・呼吸速度. 東大演報, 75: 1-9.
- 56)根岸賢一郎・佐藤大七郎. 1955. 土の水分とアカマツ・スギのナエの同化・呼吸量. 日林誌, 37(3): 100-103.
- 57)日本土壤肥料学会. 1972. IV重金属元素をめぐる植物栄養学の諸問題. 近代農業における土壌肥料の研究 第3集, 62-96. 養賢堂, 東京.
- 58)日本土壤肥料学会. 1982. 植物と金属元素. 212pp. 博友社, 東京.
- 59)日本農業気象学会. 1972. 農業気象の実用技術, 432-450. 養賢堂, 東京.
- 60)西村和雄・高橋英一. 1981. 同一土壌に生育する植物の重金属組成の特徴. 土肥誌, 52(5): 439-444.
- 61)農林水産技術会議事務局. 1972a. 土壌および作物体中の重金属の分析法(1). 土肥誌, 43(7): 264-270.
- 62)農林水産技術会議事務局. 1972b. 土壌および作物体中の重金属の分析法(2). 土肥誌, 43(8): 305-311.
- 63)農林水産技術会議事務局. 1972c. 土壌および作物体中の重金属の分析法(3). 土肥誌, 43(9): 349-356.
- 64)農林水産技術会議事務局. 1972d. 土壌および作物体中の重金属の分析法(4). 土肥誌, 43(10): 390-395.
- 65)農林水産技術会議事務局. 1976a. 永年作物における微量金属元素の異常吸収に関する研究. 研究成果, 88: 240pp.
- 66)農林水産技術会議事務局. 1976b. 農用地土壌の特定有害物質による汚染の解析に関する研究. 研究成果, 92: 200pp.

- 67)農林水産技術会議事務局. 1979. 「農林漁業における環境保全的技術に関する総合研究」試験成績書(第2集) - 地域生態系の実態解析 -. 306pp.
- 68)大谷賢二・古越隆信. 1984a. 都市環境におけるクロマツ精英樹の適応性 [I] - 総論 -. 関育年報(昭和59年度), 18: 17-22.
- 69)大谷賢二・古越隆信. 1984b. 都市環境におけるクロマツ精英樹の適応性 [II] - 生育状況調査報告 -. 関育年報(昭和59年度), 18: 23-24.
- 70)Sasaki, S., and Kozłowski, T.T. 1968. Effect of Herbicides on seed germination and early seedling development of *Pinus resinosa*. Bot.Gaz., 129(3): 238-246.
- 71)Sasaki, S., and Kozłowski, T.T. 1969. Utilization of seed reserves and currently produced Photosynthates by embryonic tissues of pine seedlings. Ann.Bot., 33: 473-482.
- 73)Sasaki, S., and Kozłowski, T.T. 1970. Effect of cotyledon and hypocotyl photosynthesis on growth of young pine seedlings. New Phytol., 69: 493-500.
- 74)Schneider, G.H and Childers, N.F. 1941. Influence of soil moisture on photosynthesis, respiration and transpiration of apple leaves. Plant Physiol., 16: 565-583.
- 75)渋谷政夫. 1979. 土壤汚染の機構と解析 - 環境科学特論 -. 317pp. 産業図書, 東京.
- 76)篠崎吉郎. 1961. 植物生長のLogistic理論. 学位論文(京都大学), 218pp.
- 77)Sommer, A.L. 1931. Copper as an essential for plant growth. Plant Physiol., 6: 339-345.
- 78)総理府. 1972. 農用地土壤汚染対策地域の指定要件に係る銅の量の検定の方法を定める総理府令. 昭和47年10月27日総理府令第66号.
- 79)鈴木正明・阿相敏明・金子幹宏. 1987. 土壤, 植物体中の金属含量に及ぼす鉄道の影響. 土肥誌, 58(1): 78-81.
- 80)鈴木哲. 1974. スギ林の重金属の分析 - 安中Cd鉍害地の場合 -. 日林誌, 56(11): 404-407.
- 81)鈴木哲. 1975. 安中市Cd汚染地のスギの年輪幅と年輪中のCd, Zn, Pb含有率. 日林誌, 57(2): 45-52.
- 82)武長宏・小玉昌子. 1976. 高等植物の光合成作用に及ぼす汚染重金属元素の影響. 文部省特定研究報告 土壤-植物系における汚染重金属等の挙動とその指標植生に関する基

礎的研究, 10-11.

83) 田中明・但野利秋・三浦周, 1978. 重金属適応性の作物種間差 (第4報). 土肥誌, 49(5): 361-366.

84) 丹下勲, 1977. イタリアポプラ苗木のカドミウム吸収とその生理的機能に及ぼす影響 (1). 文部省特定研究報告 植物群落の物質代謝による環境保全に関する基礎的研究, 113-125.

85) 丹下勲・山田光一, 1973. イタリアポプラ苗木のCd吸収, 蓄積とその光合成に及ぼす影響. 日林講, 84: 418-419.

86) 谷山一郎・菅原和夫・陽捷行, 1986. 農林水産省における土壌肥料関連の研究プロジェクトの流れ. 土肥誌, 57(6): 614-627.

87) 谷山鉄郎, 1979a. 農学講座 作物の環境汚染をめぐる諸問題 [9] - 重金属汚染の実態 -. 農業および園芸, 54(5): 711-714.

88) 谷山鉄郎, 1979b. 農学講座 作物の環境汚染をめぐる諸問題 [10] - 重金属の吸収蓄積と作物の生育障害. 農業および園芸, 54(6): 827-831.

89) 谷山鉄郎, 1979c. 農学講座 作物の環境汚染をめぐる諸問題 [11] - 樹木の重金属汚染の歴史と年輪 -. 農業および園芸, 54(7): 939-945.

90) 谷山鉄郎, 1979d. 農学講座 作物の環境汚染をめぐる諸問題 [12] - 重金属汚染と作物の生産力 -. 農業および園芸, 54(8): 1073-1075.

91) 辰己修三, 1973. 重金属と樹木. 公害と対策, 9(9): 881-892.

92) 田崎忠良, 1951. 防潮林の生態学的研究 (a) クロマツ当年生稚苗の生育について (1). 立地自然科学研究所報告, 7: 20-25.

93) 田崎忠良, 1978. 環境植物学, 270pp. 朝倉書店, 東京.

94) 田崎忠良・牛島忠広, 1974. 土壌重金属汚染地帯における植物の生育・重金属吸収反応に対する種特異性. 生物科学, 26(1): 15-23.

95) 戸塚績, 1966. 高等植物の物質生産と炭酸ガス条件. 植物学雑誌, 79: 51-60.

96) 戸塚績・木村充, 1973. 植物の生産過程. 生態学講座 9, 121pp. 共立出版, 東京.

97) 東京大学農学部林学教室, 1956. 林学実験書, 337pp. 産業図書, 東京.

98) 牛島忠広, 1967. 高等植物の水分欠乏と光合成. 生物科学, 19(2): 66-72

99) 我妻忠雄・五十嵐弘・金子勝典・増子紀子, 1986. 赤川水系の河川水・底質および水田土壌中の重金属の分布 作物生産環境の改善に関する総合的研究 (1). 山形大学紀要

(農学), 10(1): 87-98.

100)若月利之・松尾嘉郎・久馬一剛. 1978: 土壤中諸元素の天然賦存量(第1報)本邦水田作土中のPb, Zn, Cu, Ni, Cr, および Vの天然賦存量. 土肥誌, 49(6): 507-512.

101)渡辺久男・小山雄生. 1988: 土壤中微量元素の抽出法. 土肥誌, 59: 226-236.

102)渡辺久男・渋谷政夫. 1979: ニッケル, コバルトの作物体中濃度と土壤抽出液中濃度について. 「農林漁業における環境保全的技術に関する総合研究」試験成績書(第4集) - 農林漁業における環境保全指標 -, 82-87. 農林水産技術会議事務局.

103)依田恭二. 1971. 森林の生態学. 331pp. 築地書館, 東京.

104)陽捷行・藤沼善亮. 1984. 農林水産省における環境保全(土壤肥料分野)に関連する試験研究の流れ. 土肥誌, 55(6): 573-578.